

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS III



**Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2009**

Pisces Hungarici
a Magyar Haltani Társaság időszaki kiadványa
ISSN 1789-1329

Szerkesztő:

Dr. Harka Ákos

Lektorok:

Dr. Bíró Péter
Dr. Erős Tibor
Dr. Guti Gábor
Dr. Györe Károly
Dr. Harka Ákos
Dr. Józsa Vilmos
Dr. Juhász Lajos
Dr. Nagy Sándor Alex
Dr. Pintér Károly
Dr. Stündl László
Dr. Szűcs István
Dr. Urbányi Béla
Dr. Wilhelm Sándor

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2009

Tartalom

WILHELM Sándor: In memoriam Petru Bănărescu	5
ELEK Balázs: Az orvhalászat és orvhorgászat büntetőjogi megítélése	7
SZEPESI Zsolt, HARKA Ákos: A Kis-Sajó halfaunája	17
KERESZTESSY Katalin, BELICZKY Gábor, KISS Gergő: Adatok a Mura letenyei szakaszának halfaunájához	21
HARKA Ákos, SZEPESI Zsolt, NAGY Lajos: A Marcal halállományának faunisztikai fel- mérése	27
POÓR Ádám, JUHÁSZ Lajos, FAZEKAS Gergely: Adatok a Belfő-csatorna halközösségéről	33
GYÖRE Károly, JÓZSA Vilmos: A magyar és a német bucó (<i>Zingel zingel</i> , <i>Z. streber</i>) elterjedési mintázatának változása a romániai eredetű cianidszennyezés hatására a Tisza magyarországi felső szakaszán	39
HALASI-KOVÁCS Béla, ERŐS Tibor, HARKA Ákos, NAGY Sándor Alex, SALLAI Zoltán, TÓTHMÉRÉSZ Béla: A magyarországi folyóvíztestek halközösség alapú minősítése	47
HARKA Ákos, CSIPKÉS Roland: Adatok a Bodrog magyar szakaszának halfaunájához	59
SALLAI Zoltán, GYÖRE Károly, HALASI-KOVÁCS Béla: A magyar Fertő halfaunája a múltbeli adatok és az utóbbi évek vizsgálatainak tükrében (2003-2008)	65
HARKA Ákos, LENGYEL Zoltán, SÁLY Péter: Adatok a Tisza-tó parti övében fejlődő hal- ivadékok első nyári növekedéséről	83
ANTAL László, CSIPKÉS Roland, MÜLLER Zoltán: Néhány víztest halállományának felmérése a Kis-Balaton térségében	95
WILHELM Sándor, GYÖRE Károly, ARDELEAN Gavril: A Zazár (Săsar) medencéje hal- közösségének felmérése	103
DEMÉNY Ferenc, ZÖLDI Lajos Gergely, DELI Zsolt, FAZEKAS Gergely, URBÁNYI Béla, MÜLLER Tamás: A réticsík (<i>Misgurnus fossilis</i>) szaporítása és nevelése a természetes- vízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében	107
WEIPERTH András, FERINCZ Árpád, STASZNY Ádám, PAULOVITS Gábor, KERESZTESSY Katalin: Védett halfajok elterjedése és populációdinamikája a Tapolcai-medence patakjaiban	115
SÁLY Péter, ERŐS Tibor, TAKÁCS Péter, KISS István, BÍRÓ Péter: Kisvízfolyások halegyüttestípusai és karakterfajai a Balaton vízgyűjtőjén: élőhelytípus-indikátorok és fajegyüttes-indikátorok	133
HORVÁTH Jenő, PALKÓ Csaba: A nyugat-magyarországi Láhn-patakon végzett reha- bilitációs munkálatok hatása a halállományra	147
SZEPESI Zsolt, HARKA Ákos: A jászkeszeg (<i>Leuciscus idus</i>) 2005. évi gradációjának hatása kisvízfolyásaink halközösségeire	153
MOZSÁR Attila, ANTAL László, LÖVEI Gabriella Zsuzsanna: A Tisza-tó tiszavalki medencéjében lévő holtmedrek halfaunája, valamint a természetvédelmi értékesség megítélése	161
HARKA Ákos, SZEPESI Zsolt: A Hernád jobb oldali mellékvízfolyásainak halfaunisztikai vizsgálata	167
Helyesbítés A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfaj-együttesek természetességének minősítésére című dolgozathoz (SÁLY Péter, Pisces Hungarici 1. p. 93-101.)	175
A Magyar Haltani Társaság tevékenysége 2006–2008-ban (HARKA Ákos)	177
A Magyar Haltani Társaság tagjai 2009-ben	179

Contents

WILHELM Sándor: In memoriam Petru Bănărescu	5
ELEK Balázs: The criminal aspects of poaching	7
SZEPESI Zsolt, HARKA Ákos: Fish fauna of the Kis-Sajó watercourse	17
KERESZTESSY Katalin, BELICZKY Gábor, KISS Gergő: Data to the Fish Fauna of the Mura River at Letenye	21
HARKA Ákos, SZEPESI Zsolt, NAGY Lajos: Faunal survey on the fish community of Marcal River	27
POÓR Ádám, FAZEKAS Gergely, JUHÁSZ Lajos: Adatok a Belfő-csatorna halközösségéről ...	33
GYÖRE Károly, JÓZSA Vilmos: Changes of the distribution patterns of zingel (<i>Zingel zingel</i>) and streber (<i>Z. streber</i>) in the upper Hungarian reach of River Tisza as a result of a cyanide pollution of Romanian origin	39
HALASI-KOVÁCS Béla, ERŐS Tibor, HARKA Ákos, NAGY Sándor Alex, SALLAI Zoltán, TÓTHMÉRÉSZ Béla: Fish-assemblage-based ecological classification of Hungarian rivers	47
HARKA Ákos, CSIPKÉS Roland: Data to the fish fauna of the River Bodrog	59
SALLAI Zoltán, GYÖRE Károly, HALASI-KOVÁCS Béla: The fish fauna of the Hungarian part of Lake Fertő according to the literature data and our investigations (2003-2008)	65
HARKA Ákos, LENGYEL Zoltán, SÁLY Péter: Data of the first-year growth of the fish fry in the littoral zone of the Tisza Lake	83
ANTAL László, CSIPKÉS Roland, MÜLLER Zoltán: A fish stock survey on a few water bodies of the Kis-Balaton area	95
WILHELM Sándor, GYÖRE Károly, ARDELEAN Gavril: Survey of fish community in the Zazár (Săsar) River	103
DEMÉNY Ferenc, ZÖLDI Lajos Gergely, DELI Zsolt, FAZEKAS Gergely, URBÁNYI Béla, MÜLLER Tamás: Artificial propagation and rearing of weatherfish (<i>Misgurnus fossilis</i>) in the interest of natural stock maintenance	107
WEIPERTH András, FERINCZ Árpád, STASZNY Ádám, PAULOVITS Gábor, KERESZTESSY Katalin: Occurrence and population dynamics of protected fish species in streams of the Tapolca basin	115
SÁLY Péter, ERŐS Tibor, TAKÁCS Péter, KISS István, BÍRÓ Péter: Fish assemblage types and their character species of small watercourses on the water basin of Lake Balaton: habitat type indicators and species assemblage indicators	133
HORVÁTH Jenő, PALKÓ Csaba: The effects of the rehabilitation works on the fish population in the Láhn-stream in the western region of Hungary	147
SZEPESI Zsolt, HARKA Ákos: The effect of the yearly gradation of ide (<i>Leuciscus idus</i>) in 2005 on the fish communities of streams	153
MOZSÁR Attila, ANTAL László, LÖVEI Gabriella Zsuzsanna: The fish fauna of backwaters situated in the Tiszavalk basin of Lake Tisza and the evaluation of the natural conservation value	161
HARKA Ákos, SZEPESI Zsolt: Investigation on the fish fauna of the right-side tributaries of Hernád River	167
Correction to the paper entitled The system of faunacomponents conception and its application to qualify the degree of naturalness of fish assemblages (SÁLY Péter, Pisces Hungarici 1. p. 93-101.)	175
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2006–2008 (HARKA Ákos)	177
Members of the Hungarian Ichthyological Society in 2009	179

IN MEMORIAM PETRU BĂNĂRESCU

WILHELM Sándor

Petőfi Sándor Elméleti Líceum, Székelyhid/Sacueni, *sandor.wilhelm@gmail.com*



P. M. Bănărescu

2009. május 12-én Bukarestben elhunyt Petru Bănărescu, a román halbiológiai, rendszertani és állatföldrajzi kutatás Európa- és világszerte ismert és elismert nagy alakja.

Petru Bănărescu 1921. szeptember 15-én született Temesváron. Elvégezte a kolozsvári egyetem biológiai fakultását, majd 1949-ben ugyanott doktori címet szerzett a csontos halak agyának összehasonlító anatómiájáról írt dolgozatával. Egyetemi karrierje 1944-ben kezdődött a kolozsvári egyetemen, ahol az állattani katedrán preparátorként, majd asszisztensként, s ezzel párhuzamosan az életföldrajzi katedrán megbízott előadóként dolgozott.

Egyetemi oktatói pályafutása koholt vádak alapján indított koncepciók miatt tört derékba. Egy évet töltött politikai elítéltként a hírhedt Duna-csatornánál, majd évekig munkanélküli volt, de kutatói tevékenységét ez idő alatt is folytatta, több publikációt is megjelentetett.

1953-ban sikerült elhelyezkednie a bukaresti Halászati Kutató Intézetben, majd a Román Akadémia bukaresti Biológiai Intézetébe került, ahol nyugdíjba vonulásáig dolgozott, s mint I. fokozatú tudományos főkutató ment nyugdíjba.

Halak iránti érdeklődése már középiskolás korában megnyilvánult, amikor a Temesvár környéki vizek élővilágát tanulmányozta, innen merítette első tudományos közleményeinek témáját is. Egyaránt foglalkoztatta őt a halak felépítése, biológiája, rendszertana, földrajzi eloszlása, elterjedése. Ezirányú kutatásait egyik főművében, a Románia Faunája XIII. kötetében (Pisces – Osteichthies) foglalta össze. Ez a vaskos könyv alapmű lett minden

romániai halas számára, de megkerülhetetlen forrásanyag minden közép-európai ichtiológus számára is.

Románia területéről egy, a tudomány számára új halnemzetséget, két új alnemzetséget, egy új fajt és két új alfajt sikerült leírnia. 11 halfaj és öt alsóbbrendű rákfaj romániai jelenlétét sikerült elsőként kimutatnia.

Számos európai országban vett részt szakmai konferenciákon és végzett halfaunisztikai kutatásokat. Mint a pontyfélék és a csíkfélék nemzetközi szakértője, Kínából, Koreából, Vietnamból, Thaiföldről, Mianmarból, Indiából, Pakisztánból, Afganisztánból, Izraelből, Törökországból kapott felkéréseket a begyűjtött anyag meghatározására és rendszerezésére. Ezen tevékenysége során egy új alcsaládot, tíz új nemzetséget, 38 új fajt és 26 alfajt írt le a tudomány számára.

A rendszertani, faunisztikai és halbiológiai problémák mellett kutatásait kiterjesztette az állatföldrajz területére is, az utóbbi időben pedig behatóan foglalkozott a halak védelmének problémáival is.

Tanulmányainak száma, amelyeket egyedüli szerzőként vagy szerzőtársakkal jegyzett, meghaladja a 350-et. Ezeket rangos romániai és külföldi folyóiratokban publikálta, nagyrészüket angol, német, francia nyelven.

Egyedül, vagy társszerzőként 12 szakkönyvet jelentetett meg, hatot közülük román nyelven, de ezek közül kettőt idegen nyelvre is lefordítottak (Principles and Problems of Zoogeography, valamint Biogeographie. Fauna und Flora der Erde und ihre geschichtliche Entwicklung). Angol nyelven jelent meg a Zoogeography of Fresh Waters és a Freshwater Fishes of Europe három-három kötete.

A szakmai tevékenység mellett arra is maradt ideje, hogy pályakezdő kutatók munkáját irányítsa: 25 doktorandusnak volt a vezető tanára.

Kiemelkedően eredményes munkásságát nagy elismerés övezte. 1964-ben a már említett fauna-kötetéért megkapta a Román Akadémia Emil Racovița-díját. 1975-ben az Amerikai Ichtiológiai és Herpetológiai Társaság, 1988-ban pedig az Európai Ichtiológiai Társaság választotta tiszteletbeli tagjává. 1999-ben a Iași-i Egyetem Doctor Honoris Causa címmel tüntette ki. 1991-ben a Román Akadémia levelező tagjává, 2000-ben pedig rendes taggá választották.

Bănărescu akadémikus halálával nem csak a XXI. század egyik legkiemelkedőbb ichtiológusát veszítettük el, hanem egy nagyszerű embert is, akinek szakma iránti szeretete és alázata mellett közismert volt szerénysége, kedvessége, segítőkészsége. Barátai, munkatársai rajongásig szerették, mindenki, aki kapcsolatba került vele, mélységesen tisztelte.

Nyugodjon békében!

AZ ORVHALÁSZAT ÉS ORVHORGÁSZAT BÜNTETŐJOGI MEGÍTÉLÉSE

THE CRIMINAL ASPECTS OF POACHING

ELEK Balázs

Debreceni Ítéltábla, DEÁJK Büntetőjogi Tanszék, Debrecen, elekb@dit.birosag.hu

Kulcsszavak: bűnözés, természetvédelem, állatkínzás, lopás, pénzmosás, halállomány
Keywords: delinquency, conservation, animal laceration, stealing, money laundering, fish stock

Összefoglalás

A volt szocialista országokban lezajlott társadalmi rendszerváltás hatásaként a vagyoni elleni bűncselekmények száma robbanásszerűen megugrott az 1990-es évektől kezdődően. Az orvhalászat jellege és elkövetési formái is megváltoztak. Megjelentek a szervezett bűnelkövetők. Az orvhalászat elleni küzdelmet azonban nehezíti, hogy nincsen olyan speciális tényállás a Büntető Törvénykönyvben, amely alapján az orvhalászatot büntetni lehetne. A lopás, állatkínzás, orgazdaság, pénzmosás tényállása erre nem igazán alkalmas.

Summary

In the post socialist countries after the changing of the regime, the crimes against the possessions extended highly since 1990. The methods of the fish poaching also changed. The organised delinquents are appeared. There is not any rule in the Hungarian Criminal Code on the fish poaching punishment and this withhold the fighting against this phenomenon. The Hungarian Criminal Code rules of the stealing, animal laceration, reset, money laundering is not suitable.

Bevezetés

Az európai szocialista országokban, köztük Magyarországon a XX. század végén bekövetkezett a társadalmi rendszerváltás. Ennek a bűnözésre, bűnüldözésre, büntetőjogi megítélésre is jelentős hatásai voltak. A társadalmi, politikai, gazdasági átalakulással, átmenettel jelentős feszültségek jártak. Hirtelen robbanásszerűen megemelkedett a vagyoni elleni bűncselekmények száma, és megnőtt a bűncselekményekkel okozott károk nagyságrendje is (Bakóczy és Sárkány, 2001).

Az 1990-es évektől kezdődően rendkívül kedvezőtlen változások következtek be a hazai orvhalászat jellegében, minőségében, eszközeiben, módszereiben. Manapság már arról is lehet hallani, hogy orvhalász csoportok haditechnikai eszközöket szereztek be. Az eszközeit a nádasban rejtegető magányos orvhorgász kezd a múlté lenni. A hazai és nemzetközi szervezett bűnözés és az orvhalászok közötti kapcsolat egyre nyilvánvalóbb. Nem hagyható említés nélkül az, hogy a klímaváltozás veszélyeit felismerve megnőtt a természet- és környezetvédelem jelentősége, ami a halgazdálkodásban és az orvhalászat megítélésében is új szemléletet igényel.

Kérdésként merül fel azonban, hogy vajon kizárólag a büntetőjog eszközeivel felszámolható-e az orvhalászat, kezelhető-e ez a társadalmilag is jelentős probléma? Érdemes-e az orvhalászat büntetendővé tétele mellett érvelni, szükséges-e a súlyosabb büntetések kiszabását sürgetni? Vajon én mit tennék, ha több gyermekes családapaként hiába keresnék munkát, senkitől se szeretnék lopni, de a gyerekeket szeretném jóllakatni? A látszólag senki tulajdonában nem lévő hal ellopása tényleg példás büntetést igényel? Ilyen egyszerű ez a kérdés, vagy ennél összetettebb problémával állunk szemben? Lehet-e szembe menni a közvéleménynek az orvhalászzal kapcsolatos elnéző megítélésével? Nincs ugyanis egyértelmű és határozott megvetés az emberek többségében a jogosulatlanul halászokkal szemben. (A tanulmányban orvhalászok alatt az orvhorgászokat is értem.)

Az orvhalászat jellege

Az orvhalászat jellege mára a múltéhoz képest teljesen megváltozott. Mások ma már az orvhalászat eszközei és más maguknak az orvhalászoknak a helyzete is. Az orvhalászatnak

különböző formái léteznek. Vannak olyan alkalmi rapsicok, akik a hétvégi természetjárás közben gyerekek vagy barátok társaságában magukkal viszik a családi pecabotot, miközben a legalapvetőbb szabályokkal sincsenek tisztában.

A legvesélyesebbek a profi orvhalászok, akik jól szervezett csapatban dolgoznak, és cselekményük büntethetőségét is ismerik. Jellemző rájuk a szervezettség, a jól kiépített kapcsolatrendszer, amelyen keresztül a halat értékesítik. A területet sokszor kiválóan ismerik, és jó a felszereltségük, esetenként vegyi, pirotechnikai eszközöket, kézi- vagy hanggránátot is alkalmaznak, esetleg elektromos árammal kábítják el a halat.

A zsákmányszerzés célja szerint több csoport is megkülönböztethető. A balhé kedvéért, az alkalmi zsákmányszerzésért, a saját szórakoztatásra végzett orvhalászat élesen szemben áll az üzletszerűen, szervezeten, nagy tételben végzett halzsákmányolással.

Az orvhalász alatt azt a személyt értem, aki idegen halászati jogosult területén, vagy tiltott helyen, időben jogosulatlanul a hal kifogására használható, és arra alkalmas eszközzel tartózkodik. Ide tartozik az is, aki a szükséges okiratokkal nem rendelkezik, továbbá tiltott helyen vagy időben, vagy tiltott módszerrel halászik. Orvhalász az is, aki a számára megengedett halmennyiségnél többet szerez meg, vagy védett, fokozottan védett halfajból zsákmányol.

Az orvhalászat okai

Az orvhalászatot előidéző és abban közreható okokat maradéktalanul nem lehet felsorolni. Anélkül azonban, hogy tisztában lennénk egy jelenség előidéző okaival, annak felszámolására sem tehetünk érdemi lépéseket. Az indítékok együttesen és külön-külön is előfordulnak, azok részben feltételezik is a másik meglétét. Minden időben és helyzetben érvényes elmélet nem is alakítható ki az összes előidéző indokra, hiszen a bűnözés ok- és feltételrendszere változik. Az alapvető, hosszabb távon is ható okok mellett időnként szerephez jutnak átmeneti jellegűek is (Pusztai, 1988).

Az okok között a tágabb környezet, a közrend, a rendszerváltozás hatásai is kimutathatóak. Tágabb környezet alatt a társadalom általános állapota értendő elsősorban, amely az elmúlt húsz évben igen jelentős megrázkódtatáson, átalakuláson ment át.

A hazai 1980-1990-es évek fordulóján bekövetkezett rendszerváltozás hatására Magyarországon is megszűnt a társadalmi stabilitás, ami minden értékrend érvényesülésének támasza. A hatalom akarátának érvényre juttatására hivatott testületek pedig – legalábbis átmenetileg – meggyengültek (Irk, 1994). Ebben szerepet játszott a gazdasági rendszer súlyos zavara, válságállapota. Néhányan, ha másért nem, hát aktuális divatként, státuszszimbólumként halásznak tilalmi időben, esetleg védett fajokra.

Másik oldalról a szűkebb környezet hatásai, az általános erkölcsi megítélés, a hagyományok, a szokások és a tudatlanság is jelentős. A szűkebb környezeti hatások közül a családi viszonyokat, a hátrányos helyzetet, a kedvezőtlen szokás- és hagyományrendszer szerepét kell kiemelni. Az orvhalászat az általános erkölcsi megítélés szerint nem igazán bűn. Az emberek csekélynek ítélik a cselekmény veszélyességét a társadalomra. A törvényszegés közösségi megbocsátása háttérben egy, a zsákmányolás lényegéhez tartozó szokásjogi hagyomány húzódik meg. Az eredeti szerzés értelmében az „uratlan jószág” – azaz a természetben szabadon élő hal és vad – azé, aki munkát fordít a tulajdonba kerítésére. Egy XIX. század végi, XX. század eleji falu néprajzkutatója arra a következtetésre jutott, hogy orvhalásznak lenni és ezért börtönbüntetést szenvedni nem jelentett szégyent. Szerencse vagy szerencsétlenség kérdése csupán, hogy ki, mikor kerül hasonló helyzetbe. Előfordult nem is egyszer, hogy elcsípte őket a halór, leülték a kiszabott időt, megkérvényezték, hogy olyankor tölthessék le, amikor már nincs munkaalkalmuk (Petánovics, 1987). Hasonlóan meghatározó szerepe van a családnak. A család nem jelent visszatartó erőt, ha a szűkebb és a tágabb család nem itéli el az orvhalászatot. Ilyenkor „orvhalász-dinasztiák” alakulnak ki, és apáról fiúra száll a „mesterség”.

Az elkövető személyében rejlő okok közül a szenvedély, a kísértés szerepét szükséges elsőként megemlíteni. Az orvhalászok egy része a halászat, a keresés, a halfogás izgalma mellett a felfokozott veszélyérzetet is szereti, ami az orvhalászathoz tartozik. A belső, pszichológiai indítékok közé tartozik a szenvedély, a sikerélmény, a veszélyhelyzet keresése. Él a vágy az emberben, hogy a természetben kipróbálja erejét, és győzzön.

A horgász- vagy halászszenvedély akkor lesz bünt előidéző tényező, ha az elkövető nem hajlandó alávetni magát azoknak a szabályoknak, korlátozásoknak, amelyek megtartása a hal, az élővilág, valamint a tulajdonjog védelme miatt fontos.

Szintén kiváltó ok az úgynevezett „kirekesztettség érzése”. Olyanok illegális halászata sorolható ide, akik valamilyen okból – például pénzügyi nehézségek miatt, vagy egy adott közösség ellene irányuló „ellenszenvének” hatásaként – nem tagjai horgászegyesületnek. Szintén orvhalászatot kiváltó ok, főleg fiatalok körében, a „csak azért is megszerzem” hozzáállás. Számukra esetleg nincs legális lehetőség horgászni, halászni, de a zsákmányszerzés vágya olyan erős, hogy azért bármire képesek.

A megélhetési gondok, az élelemszerzés sem elhanyagolható. Régi felismerés az is, hogy a szegénység, a perifériális helyzet is jelen van a bűnözés okai között (Bakóczy, Sárkány, 2001). A halállományt helyenként elsősorban az élelemszerzés miatt pusztítják. Az elszegényedés és a kilátástalanság sokak számára nem teszi lehetővé, – a kevés jövedelem, vagy annak teljes hiánya miatt –, hogy törvényes módon szerezzék meg a napi táplálékot. A magyar társadalom szegényebb rétegeiben találhatjuk ezt az elkövetői kört, akik alapvetően saját fogyasztásra tulajdonítanak el halat.

Ennek ellentetteje a haszonszerzési cél, az éttermek, kereskedők ellátása. A legveszélyesebb rétege az orvhalászoknak az, ahol az elkövetők jogellenes cselekedeteit az anyagi haszonszerzés motiválja.

Ezt az orvhalászatot azok az éttermek, esetleg halterméket forgalmazó áruházak gerjesztik, amelyek a halat így olcsóbban tudják beszerezni. Megtehetik, mert nagyon nehéz bizonyítani, hogy a vendéglős feketén vette az alapanyagot.

Az orvhalászat okai között bűnüldözési, bünfelderítési hibák és ezek hatásai is szerephez jutnak. Az 1990-es évek elején a hazai bűnözés emelkedésének hatására társadalmi bűnmegelőzési szerveződések jöttek létre, például polgárőrségek, faluvédő körök. Létrehoztak civil vagyonvédelmi vállalkozásokat is. Az ilyen szerveződéseknek nagy szerepe van a külterületeken is, azért, hogy ne egyedül a halászati örökre és a néhány természetvédelmi örre háruljon a tilosban járók elleni küzdelem. A rendőrség jelenlegi létszámgondjai miatt belterületről nem mindig jut ki rendőr külterületre, és se ember, se jármű nincs elég. Az elsősorban belvárosban tevékenykedő rendőr külterületi helyismerete gyakran kevés ahhoz, hogy kellő eredménnyel léphessen fel az orvhalászokkal szemben.

Az orvhalászat okai között így mindenképpen meg kell említeni a halászterületek elhagyatottságát, a rendszeres járőrözés hiányát, a rendőrség korlátozott elérhetőségét. Az államhatár térsége ebből a szempontból kedvezőbb helyzetben volt az uniós csatlakozás előtt. Ez elsősorban a határőrség jelenlétének volt köszönhető. Ők ugyanis ott voltak az utak mentén, az erdők szélén, és tartottak tőlük az orvhalászok. A határok megszűnésével ezekben a térségekben a helyzet tovább rosszabbodhat.

Növeli a problémát az orvhalászatra alkalmas eszközökhöz való könnyű hozzájutás lehetősége is.

Természetesen az okokat lehetne még sorolni. A halászati örök esetenkénti elnéző magatartása is a jelenlegi helyzet fennmaradását segítheti. Az orvhalászok néha a halászati örre támadnak, és ez félelmet gerjeszt. A félelem légköre azért segíti az orvadászat fennmaradását, mert vannak, akik inkább szemet hunynak a jogsértés felett, nehogy rajtuk és családjukon torolják meg később fellépésüket.

Az orvhalászat veszélyei, káros következményei

A vagyoni, tulajdoni érdekek sérelmén túl elsőként ma már a veszélyes helyzetek létrehozását kell megemlíteni. Az orvhalászat ugyanis rendszeresen idéz elő veszélyes helyzeteket az ország különböző területein. Gyakran lehet olyat hallani, hogy halászati örök, mezőörök, sőt rendőrök is igyekeznek távol maradni azoktól a területektől, ahol orvhalászok tevékenykednek, mert féltik a bőrüket. Az orvhalász azért is veszélyt jelenthet, mert a lebukástól, büntetéstől való félelmében az őt tettenérőre, leleplezőre is rátámadhat.

Az orvhalászat és a balesetek között is szoros összefüggés van, hiszen gyakran vezet balesethez a szakma szabályait megsértve, titokban végzett tevékenység. Volt példa arra, amikor a saját szabálytalanul kivetett hálójába akadt bele egy férfi a Tisza egyik holtágán. A marázsa nevű leshálóból nem volt menekvés, hiába próbálkozott késsel is kivágni magát fogságából a tilosban járó halász.

Elelmiszerbiztonsági kockázata is van az orvhalászatnak. Az orvhalászok ma már konyhákra is termelnek, és gyakran a rendes piaci ár negyedéért adják a hal kilóját feketén. A probléma közegészségügyi kérdéseket is felvet. Törekedni kell a szakszerű és higiénikus zsigerezésre, hogy esetleges hiányosságok miatt – például fülledés, szennyeződések, nem megfelelő kitakarítás – minőségromlás ne következzen be.

Az állatvédelmi szabályok be nem tartása is az orvhalászathoz kapcsolódik. A horgász- és halászberek tisztelik a halat, és az élővilágot, betartják a halászatnak mint foglalkozásnak az írott és íratlan szabályait, a halászati módokat, eszközöket, előírásokat, hagyományokat.

Az orvhalászt viszont nem érdekli, hogy tilos a hal kínzása. Az orvhalász eszközei gyakran lassú kínhalálra ítélik a megfogott állatot.

Az orvhalászat természetvédelmi kártételei sem hagyhatóak említés nélkül. Az ember könnyedén meg tudná semmisíteni az állatfajok legnagyobb részét, de visszafogja, korlátozza pusztító erejét. Az orvhalász a pillanatnyi kielégülést keresi. Őt nem érdekli a halászat hosszú távon történő fennmaradásának a lehetősége, azzal nem foglalkozik.

Az orvhalászat összességében sérti azokat a természetvédelemhez fűződő érdekeket, amelyek a halászathoz kapcsolódnak. Itt arra kell gondolni, hogy gátlástalanul kifogják tilalmi időben, kéméleti területen a halat, és károsítják a fokozottan védett állományt is. Érdekes összehasonlítási kiindulópont, hogy, ha a búza vagy bármely más növény természeténél hibát követnek el, azt általában a következő években ki lehet javítani. A természetes folyóvizekben, tavakon az eredeti állapot kialakításához több évre, némely esetben évtizedre van szükség.

Az orvhalászat társadalomra veszélyessége körében a gazdálkodás ellehetetlenítését szükséges még kiemelni. A halállomány a hasznosítás és a gazdálkodás szempontjából megújuló vagy megújítható biológiai erőforrásnak is tekinthető. A velük való gazdálkodás célja tartós hozamok elérése anélkül, hogy ez az erőforrás jövőbeni létét fenyegetné. A megújítható erőforrások esetében, amikor értéküket megpróbáljuk felbecsülni, nem csupán az aktuális, pénzben kifejezett értéket kell számításba venni, hanem azt is, hogy az adott forrás tönkretétele milyen közvetett károkkal jár (ökoszisztémák diverzitásának csökkenése), vagy a tönkretétel után az újjáteremtés mekkora költségeket okoz (Kőhalmy, 1994). Ebből a meghatározásból is következik, hogy jóval nagyobb az elpusztított hal értéke annál, mint amit például lopásnál a bíróságon figyelembe lehet venni.

A halászati törvény szerint a halászatra jogosult a halállomány és élőhelyének megújulása érdekében köteles a halászati vízterületen az élőhelyre jellemző fajú évenkénti állománypótlás mellett oly módon gazdálkodni, hogy az élőhelynek megfelelő korú és sűrűségű halállomány tartósan fennmaradjon (A halászatról és a horgászatról szóló 1997. évi XLI. törvény (Htv.) 25.§ (1) bekezdés). Az ellenőrizhetetlen és kiszámíthatatlan orvhalászat ezt a gazdálkodást lehetetleníti el.

Az orvhalászokkal szemben fellépni jogosultak

1. A halászati hatóság közigazgatási eljárása

A halászati hatóságnak mint közigazgatási szervnek önálló eljárási jogosultsága van a halászatról szóló törvény alapján orvhalászat vagy orvhalászattal összefüggő cselekmények esetén. A halászati hatóság akkor is lefolytatja a saját eljárását, ha a büntetőügyben eljáró más szerv már kiszabta a saját büntetését, vagy a polgári ügyekben ítélező bíróság kártérítésre kötelező határozatot hozott.

A halászati hatóság halvédelmi bírságot szab ki a jogosulatlanul halászó vagy horgászó, illetve a nem megengedett módon vagy tilalmi időben halászó vagy horgászó személlyel szemben. Halvédelmi bírságot kell kiszabni azzal szemben is, aki halfogásra jogosító okmányok nélkül, vagy a törvényben foglalt tilalmakat és korlátozásokat megszegve, halfogásra alkalmas állapotban lévő eszközzel tartózkodik halászati vízterületen vagy annak partján. A halvédelmi bírság mértéke jogosulatlan horgászat, valamint a fogási napló vezetésének elmulasztása esetén 200 000 forintig, jogosulatlan halászat esetén 500 000 forintig, meg nem engedett módon vagy tilalmi időben való halászat vagy horgászat esetén ugyancsak 500 000 forintig terjedhet.

2. A büntetőbíróságok eljárása és az orvhalászathoz kapcsolódó bűncselekmények

A büntetőjog a legszigorúbb és legsúlyosabb beavatkozás az emberek életébe. A büntetőjog akkor vehető igénybe, ha a büntetőjogon kívüli egyéb eszközök nem elég hatásosak. Éppen ezért a büntetőjog a legvégső esetben a legutolsó eszköz. A büntetőjogi szankció, a büntetés szerepe és rendeltetése a jogi és erkölcsi normák épségének fenntartása, amikor már más jogágak szankciói nem segítenek (30/1992. (V.26) Alkotmánybírósági Határozat).

Bűncselekmény megvalósulásakor a bíróság büntetőügyekben illetékes tanácsai és bírái járnak el. Nincs azonban kifejezetten az orvhalászatra alkotott szabály a büntető törvénykönyvben, de néhány bűncselekmény jellemzően összekapcsolható az orvhalászattal.

Tiltott halfogási eszközzel vagy módon megvalósított állatkínzás

Állatkínzás miatt büntetendő az is, aki a halászatról szóló törvény által tiltott halfogási eszközzel vagy módon halászik (1978. évi IV. törvény a Büntető Törvénykönyvről (Btk.) 266/B. § (2)).

A törvény ezért büntetni rendeli az orvhalászatot abban az esetben, ha valaki a halászatról és a horgászatról szóló 1997. évi XLI. törvény által tiltott halfogási eszközzel vagy módon halászik vagy horgászik. A halászat vagy a horgászat nem minősül az állat bántalmazásának, vagy kínzásának, ha az megengedett eszközzel vagy módon történik.

A hal fogásához tilos minden olyan fogási eszköz, illetve mód alkalmazása, amely a halállományt és élőhelyét károsíthatja. Tilos a hal fogásához különösen váltóáramú elektromos eszköz alkalmazása, mérgező vagy kábító hatású anyag, robbanóanyag, szűrőszerszám, illetve bűvárszigony vagy más, halfogásra alkalmas bűváreszköz használata, valamint gereblyező horgászati, illetőleg hurokvető halászati módszer alkalmazása. Folyóvízen tilos az olyan halfogóeszköz vagy -készülék, továbbá olyan fogási mód alkalmazása, amely átlagos vízállás esetén a folyó, illetve a holtág, mellékág medrének felénél többet keresztirányban folyamatosan elzár (Htv. 23.§ (1-3) bekezdés).

A büntetőjogi felelősség szempontjából annak van jelentősége, hogy egy adott halfogási eszköz vagy mód alkalmas-e a halállomány, illetve élőhelyének károsítására. Amennyiben igen, akkor az ilyen eszköz, mód használata az állatkínzás bűncselekményét megvalósítja. A hal – egyébként jelen ügyben be is következett – tényleges károsodása nem tényállási elem. Az adott bűncselekmény a károsodás veszélyének (a veszélyhelyzetnek) létrehozását, és nem a bekövetkezését rendeli büntetni.

Lopás

Aki idegen dolgot mástól azért vesz el, hogy azt jogtalanul eltulajdonítsa, lopást követ el. A hal is dolognak minősül a lopás szempontjából. A Polgári Törvénykönyv alapján (1959. évi IV. törvény) a folyóvizekben és a természetes tavakban élő halak, valamint más hasznos víziállatok – ha a törvény eltérően nem rendelkezik – az állam tulajdonában vannak. A halászati jog gyakorlására jogosult által kifogott hal és más hasznos víziállat tulajdonjogát főszabály szerint a halászati jog gyakorlására jogosult szerzi meg. A nem jogosult által kifogott hal is a halászati jog gyakorlására jogosult tulajdonába kerül, hacsak a törvény eltérően nem rendelkezik. Ezekből a rendelkezésekből az is következik, hogy az orvhalászat révén megvalósuló lopás sértette a halászatra jogosult, és nem az állam (Legfelsőbb Bíróság 2/2005.számú Büntető Jogegységi Határozat).

A tulaj az idegen ingó dolgot jogtalan eltulajdonítás céljából veszi el. A lopás ezért célzatos bűncselekmény, amit a törvény az „azért vesz el” fordulattal fejez ki. Ebből következően lopni gondatlanul nem lehet, csak egyenes szándékkal.

A lopás minősítése, ami meghatározza a kiszabható enyhébb vagy súlyosabb büntetés mértékét is, elsősorban az eltulajdonítás végett elvett dolog értékének függvénye, másrészt az elkövetés módjai, körülményei kerülnek értékelésre.

Ha a dolog nem haladja meg a 20.000,- Ft-ot, a cselekmény nem bűncselekmény, hanem szabálysértés. Abban az esetben, ha a szabálysértési értékre elkövetett lopást bünszövetségben, vagy üzletszerűen követik el, az már bűncselekménynek minősül (Btk. 316. §). Ha valaki az orvhalászatai révén rendszeres haszonszerzésre törekszik, az az üzletszerűség miatt bűncselekményért felel akkor is, ha alkalmanként a szabálysértési értékhatárt nem haladja meg az általa elvitt hal értéke. Ehhez szükséges lenne egy egységes szabálysértési nyilvántartási rendszerre is, hiszen így lehetne azt megállapítani, hogy az elkövetőnek volt e hasonló ügye az ország más önkormányzatához tartozó területein.

Ha az elkövető egységes elhatározással ugyanazon jogosult sérelmére rövid időközökben többször követ el lopást, akkor nem valósul meg több bűncselekmény, hanem az ún. folytatólágosság törvényi egysége jön létre. A folytatólágosságnál az elkövetési értékek összeadódnak és az összeadott érték alapján kell a bűncselekményt minősíteni.

A lopás megvalósulása szempontjából annak nincs jelentősége, hogy az orvhalászat robbanóanyaggal, horgászbottal, hálóval vagy egyéb módon halászott. Az orvhalászat véghezvitelének módja a lopás bűncselekményének megvalósulása szempontjából közömbös. Ez azt jelenti, hogy a hal eltulajdonítása miatt az elkövető a lopás miatt felel. Ha tiltott eszközzel vagy módon halászott, a lopás mellett az állatkínzás megállapítható. Abban az esetben, ha robbanóanyaggal halászott, akkor a lopás mellett a robbanóanyaggal, robbantószerrel visszaélés állapítható meg.

Orgazdaság

Az orgazdaság járulékos bűncselekmény, ami azt jelenti, hogy az orgazda más bűncselekményekből származó dolgokra követi el a magatartását. A Btk. 326. § (1) bekezdése szerint: Aki csempészetből, lopásból, sikkasztásból, csalásból, hűtlen kezelésből, rablásból, kifosztásból, zsarolásból, jogtalan elsajátításból vagy orgazdaságból származó dolgot vagyoni haszon végett megszerez, elrejt vagy elidegenítésében közreműködik, orgazdaságot követ el.

Orgazdaságnak minősül annak a cselekménye, aki az orvhalászok által kifogott és ellopott halat felvásárolja. Az orgazdaság is csak szándékosan és célzatosan valósulhat meg. Az orgazdának tudnia kell, hogy amit megszerez, az bűncselekményből, pl. lopásból származik, amire adott esetben a külső körülményekből lehet következtetést levonni. Ilyen körülmény, ha az értékesítés jóval a reális érték alatt történt, arra számla nélkül került sor, vagy a hal szállításának a szabályait nem tartották be.

Pénzmosás

Az illegális halászatból származó jövedelem olyan mértéket is elérhet a szervezett bűnözői csoportok révén, hogy az elkövetők kénytelenek az ebből származó jövedelmüket kifelhériteni. Ez azt jelenti, hogy a pénzmosó visszajuttatja a bűncselekménnyel szerzett javakat a legális gazdaságba, és ezzel igyekszik elkerülni azt, hogy felkeltse a nyomozóhatóság vagy az adóhatóságok figyelmét. Azáltal, hogy az orvhalászatból származó illegális jövedelem bekerül a látszólag szabályosan működő vállalkozásba, sokszor leküzdhetetlen konkurenciát jelent a legális gazdaságban tevékenykedők számára. Olyan „vállalkozók” jutnak versenyelőnyhöz az üzleti életben, akik a tőkéjük egy részét bűncselekményből szerezték (Gál, 2007).

Könnnyű beegondolni, hogy két étterem vagy húsbolt közül nagy valószínűséggel az fog kedvezőbb áron halételeket vagy halat kínálni, amelyik a piaci ár töredékéért orvhalásztól szerzi be az alapanyagot. Pénzmosást követ el az is, aki más által elkövetett, szabadságvesztéssel büntetendő cselekményből származó dolog ezen eredetének leplezése céljából a dolgot átalakítja vagy átruházza, gazdasági tevékenység gyakorlása során felhasználja. Gazdasági tevékenység lehet az étterem működtetése is. Abban az esetben, ha ennek keretében a hal az eredet leplezésének céljából felhasználására kerül, véleményem szerint a pénzmosás is megállapítható lehet (Btk. 303. §).

Visszaélés robbanóanyaggal vagy robbantószerrel

Ezt a bűncselekményt az követi el, aki robbanóanyagot, robbantószerrel vagy ezek felhasználására szolgáló készüléket engedély nélkül készít, megszerz, tart vagy a tartásukra nem jogosult személynek átad (Btk. 263. § (1) bekezdés). A visszaélés robbanóanyaggal vagy robbantószerrel elnevezésű bűncselekmény elkövetője lehet olyan személy is, aki ezek tartására engedéllyel egyáltalán nem rendelkezik, de elkövetheti engedéllyel bíró is, ha az engedélye kereteit túllépi. Ezen bűncselekmény miatt büntethető az orvhalász, aki az engedély nélküli halászt robbanóanyag felhasználásával valósítja meg.

Természetkárosítás

A természetvédelmi törvény alapján meghatározott tevékenységek, illetőleg mulasztások után természetvédelmi bírságot kell fizetni. Ilyen a természet védelmét szolgáló jogszabály vagy egyedi határozat előírásainak a megsértése, védett természeti érték jogellenes veszélyeztetése, károsítása, elpusztítása, védett élő szervezet jelentős mértékű megzavarása, stb. A természetvédelmi bírság azonban nem mentesít a büntetőjogi vagy a polgári jogi természetű kártérítési kötelezettség alól.

A védett halállomány elpusztításával vagy károsításával az orvhalász a természetkárosítás bűncselekményét követheti el. A károsítás jelenti mindazokat a cselekményeket, amelyek során az adott élő szervezet egyede nem pusztul el, de jelentős sérelmeket szenved. Elpusztítás alatt a védett érték megsemmisítése értendő.

A védett állatok egyedeinél a természetkárosítás csak akkor igényel büntetőjogi fenyegetettséget, ha a védett állatok pénzben kifejezett értékének együttes összege eléri a fokozottan védett élő szervezet egyedeire megállapított legalacsonyabb értéket. Ez a legalacsonyabb érték fokozottan védett állatoknál 100.000,- forint. A 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 1., illetve 2. számú melléklete tartalmazza a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokat, valamint egyedeik pénzben kifejezett értékét. Fokozottan védett halfaj elpusztítása esetén már egyetlen egyed pusztulása is bűncselekményt valósít meg.

Ha a védett halfajnak a 100.000, Ft-ot meghaladó értékű elpusztítása jogtalan eltulajdonítás céljából történik, az elkövetési érték szerint minősülő lopás bűncselekményét és a természetkárosítás vétségét együtt kell megállapítani. A két szóban forgó bűncselekménynél a védett érték, az ún. jogi tárgy teljesen különböző. A vagyoni elleni cselekményt megvalósító elkövetők megbüntetésénél a cél a tulajdon vagy a személyek

javainak védelme. A természetkárosítás vétségénél a természet védelme a cél, amelynek részét képezik azok a halfajok, melyek védelme a kipusztulás veszélye miatt fokozottan indokolt.

A természetvédelmi szabálysértés valósul meg, ha halászat során a védett hal kifogásával, elpusztításával az elkövetési érték a bűncselekményi értékhatárt nem éri el (A szabálysértésekről szóló 1999. évi LXIX. Törvény 147. § (1) bekezdés).

Gondolatok és javaslatok az orvhalászat büntetőjogi szabályozására

Az orvhalászat kitűnő üzletnek bizonyul, hiszen a hal iránt igen nagy a kereslet, és a cselekmény felderítése is nehézkes. Nem fogadható el az az érvelés, hogy a jogosulatlan horgászathoz és halászathoz kapcsolódó kérdések jogi rendezettségére megfelelő, hogy az orvhalászatot a hatályos jogszabályok megfelelően büntetik. Az kétségtelen, hogy ha az orvhalász a jogosulatlan halászat mellett valamilyen szabálysértést vagy bűncselekményt is elkövet (például lopást), az maga után vonja a jogszabályban előírt büntetést. Ez az érvelés azonban nem helyes, mert ha a tettes jogosulatlanul halászik, és ugyanakkor a hal ellopása vagy állatkínzás miatt felelősségre vonják, akkor a tettes cselekményének elbírálásakor legfeljebb pénzbírással sújtható közigazgatási szankció kerül az egyéb cselekmények között a büntetés kiszabásánál mérlegelésre.

Az orvhalászat önmagában hordozza a sérelmek előidézésének a lehetőségét, és nem csak akkor, ha az orvhalással szemben bizonyítható a vagyon elleni bűncselekmény elkövetése, pl. a lopás.

A halállomány büntetőjogi védelmére nagyobb figyelmet kellene fordítani. Különböző természet- és állatvédelmi jogszabályok vannak, azonban nincs az orvhalászat elleni jogi küzdelemnek olyan önálló speciális büntetőtörvényi tényállása, amelynek alapján megfelelő következetességgel el lehetne jární. Az orvhalászok által kifejtett cselekmény súlya indokoltá tenné, hogy a jogalkotó önálló bűncselekményi tényállást alkosson az orvhalászatról.

Az orvhalászatban kifejezésre jutó egyes cselekményrészeknek a cselekmény összességétől elszakított önálló szemlélete nem vezethet megfelelő eredményre (Zoltán, 1995).

A vagyon elleni bűncselekmények és az állatkínzás körében történő elbírálás miatt az elkövetők sokszor kibújhatnak a felelősség alól, mert a törvény nincs figyelemmel az orvhalászat sajátosságaira. A sikeres orvhalászat nagyobb súlyú büntetést érdemel, mint a hal ellopása.

A jogosulatlanul halászó személy cselekményét, tehát az orvhalászatot a maga önállóságában kell minősíteni, és szankciókat kell rá megállapítani függetlenül attól, hogy ezen túlmenően valamilyen más, ugyancsak büntetendő magatartás is megvalósult-e.

Lopás akkor állapítható meg, ha az orvhalász tevékenysége sikerrel járt, és a kifogott halat eltulajdonította. Elfogadhatatlan az olyan álláspont, amely szerint ha az orvhalász nem fog és nem vesz birtokba semmilyen halat, akkor tevékenységét szankcionálatlanul kell hagyni, mert nem valósult meg a lopás. Az orvhalászt mint orvhalászatot kell büntetni. Ha pedig az orvhalász a kifogott halat elveszi, ezt mint lopást kell elbírálni, és az orvhalászt a hal elvitelével okozott kár megtérítésére is kötelezni kell.

A legfontosabb az lenne, ha felismerné a jogalkotó is azt, hogy egy olyan súlyosan társadalomra veszélyes tevékenységről van szó, amit más büntetőjogi tényállások keretein belül nem lehet hatékonyan elbírálni. Egy új büntetőtörvényi tényállással elindítható lenne egy olyan folyamat, amely véget vetne annak a történelmi hagyományokon nyugvó állapotnak, amely szerint a társadalom nagy része még napjainkban is bocsánatos bűnnek tartja az orvhalászatot, hasonlóan az orvvadászathoz. Ehhez egy át gondolt és a probléma súlyát helyén kezelő ismeretterjesztő-kampánynak kellene kapcsolódnia.

Hiába foglalja össze bárki is a javaslatait például az orvhalászat leleplezésének javítására, ha „lebukás” esetén is legfeljebb egy pénzbírság a tétje a cselekménynek.

Alapvetően egyetértek azokkal a kriminológiai álláspontokkal, amelyek azt hangoztatják, hogy nem a büntetések súlyosságát kell növelni, hanem a leleplezés valószínűségét, és a büntetés szükségszerűségét kell fokozni annak érdekében, hogy az kellő visszatartó erőt képviseljen. Jelenleg azonban a kiszabható súlyos büntetés lehetősége nélkül ez a megállapítás az orvhalászatra nem igaz, és nincs kellő visszatartó ereje a kiszabható bírságnak.

Az orvhalászat a legrégebbi időktől fogva létezett, és valószínűleg valamilyen mértékben mindig is létezni fog a bűnözés egyéb formáihoz hasonlóan. Rajtunk is múlik azonban, hogy ennek mértéke esetleg elfogadható kereteken belül marad-e, vagy nagysága magát a halállomány mértékét is veszélyeztetni fogja-e.

Irodalom

- Bakóczy A., Sárkány I. 2001. Erőszak a bűnözésben. *BM Kiadó*, Budapest
- Elek B. 2009. Orvvadászok nyomában. Elemzések és történetek a tárgyalóteremből. *MHK Kiadó*, Budapest
- Pusztai L. 1988. Kriminálprognosztika. *Belügyi Szemle* 10. 3-15.
- Irk F. 1994. A társadalmi-politikai változások és a bűnözés struktúrája, dinamikája. *Rendészeti Szemle* 6. 3-10.
- Petánovics K. 1987. Vállus egy summás falu néprajza. *Akadémia Kiadó*, Budapest. 259-262.
- Kóhalmy T. (szerk.) 1994. Vadászati enciklopédia. *Mezőgazda Kiadó*, Budapest
- Gál I. 2007. Gazdasági büntetőjog közgazdászoknak. *Akadémiai Kiadó*, Budapest
- Zoltán Ö. 1995. Az orvvadászatról és büntetéséről. *Magyar Jog*, 1995. október 607-613.

A KIS-SAJÓ HALFAUNÁJA

FISH FAUNA OF THE KIS-SAJÓ WATERCOURSE

SZEPESI Zsolt¹, HARKA Ákos²

¹Omega Audit Kft. Eger, szepesizs@freemail.hu

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, mhjt@freemail.hu

Kulcsszavak: Bódva, Sajó-vízrendszer, vízhiány, eutrofizáció, ökológiai barrier
Keywords: Bódva, Sajó watersystem, water shortage, eutrophication, ecological barrier

Összefoglalás

A felduzzasztott Bódva folyóból táplált, 16 km hosszú Kis-Sajó halfaunáját 2006 és 2009 között vizsgáltuk. Összesen 26 ivadékhálós mintavételre került sor, melyek eredményeként 28 faj 4523 egyedét azonosítottuk. Ezekon kívül egy *Alburnus alburnus* x *Squalius cephalus* hibrid is előkerült.

A vízfolyást lényegében 8 faj jellemzi, amelyek példányai az összes egyedszám 98,5%-át tették ki, és minden mintavételi helyről előkerültek. Ezek: *Rutilus rutilus*, *Squalius cephalus*, *Alburnus alburnus*, *Gobio gobio*, *Gobio albipinnatus*, továbbá *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides* és *Perca fluviatilis*. A vízfolyás kezdeti szakaszát a Bódvából lesodródó, torkolati szakaszát a Sajóból felúszó reofil fajok gazdagítják.

A vízfolyás középső szakasza, ahol a medret mély iszap borítja, és amelyet sok helyen teljesen benő a makrovegetáció, ökológiai akadályt képez a felső és az alsó szakasz között.

Summary

We analysed between 2006 and 2009 the 16 km long Kis-Sajó's fishfauna, which is feeded by the blubbered Bódva river. Altogether we did 26 samplings, and as a result we identified 4523 specimens of 28 species. Besides these one *Alburnus alburnus* x *Squalius cephalus* hybrid turned up.

The 8 species characterize the watercourse, these specimens aggregated 98,5% of the all specimens, and turned out from every test holes. These are: *Rutilus rutilus*, *Squalius cephalus*, *Alburnus alburnus*, *Gobio gobio*, *Gobio albipinnatus*, furthermore *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides* and *Perca fluviatilis*. The beginning part of the watercourse from the Bódva floated, the mouth part from the Sajó swarmed reophil species enrich.

The middle part of the watercourse, where the bed is covered by a deep slime and a many places overrun the macrovegetation, makes an obstruction between upper and low part.

Bevezetés

A Kis-Sajó eredetileg a Sajó bal oldali mellékága volt (Marosi, Szilárd, 1969), amely Boldvánál ágazott ki a főmederből. Miután azonban a fattyúág felső része elzáródott, vízellátását a Bódvából biztosították. Vizét jelenleg is a Bódva torkolati szakaszán létesített duzzasztómű fölött kialakított, maximálisan 200 l/s áteresztésére képes zsilipen keresztül kapja. A Bódva vizét szállító Kis-Sajó, amelyet a helyiek Kis-Bódvaként is emlegetnek, mintegy 16 kilométernyi erősen kanyargós út megtételét követően Felsőzsolcánál torkollik a Sajóba. A természetes medrű, de emberi közreműködéssel fenntartott vízfolyás halairól eddig érdemi információkkal nem rendelkezünk, ezért döntöttünk halfaunisztikai feltárása mellett.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat – egy 2006 szeptemberében a torkolatnál történt előzetes mintavételtől eltekintve – 5 mintavételi napon (2007. június 19., 2008. július 19., 2008. október 14., 2009. április 25. és 2009. augusztus 08.), a Kis-Sajó 5 mintavételi pontján végeztük. Összesen tehát 26 mintavételre került sor. Lelőhelyeink, amelyeket az 1. ábra térképvázlatán a Kis-Sajó vonalára rajzolt kis körök jelölnek, a következő települések határában helyezkednek el: Boldva (5 mintavétel), Sajóvámos (5 mintavétel), Sajópálfala (5 mintavétel), Arnót (5 mintavétel), Felsőzsolca (6 mintavétel). A mintavétel kezdőpontjának EOV koordinátáit 10 m pontossággal adjuk meg. Halfogáshoz 6 milliméteres szembőségű kétközhálót használtunk, a fogott halakat azonosításukat követően a helyszínen szabadon engedték.



1. ábra. Lelőhelyeink a Kis-Sajón
Fig. 1. Our localities at the Kis-Sajó

Boldvánál a vízfolyás kezdeti szakaszának mindkét partját nádszegély kíséri, a vízmélység 1 m körüli, az aljzat kemény. Sajóvámosnál a jobb part nádas, a bal parton nagyobb fák állnak, a mederfenék kisé üledékes, a víz 50-60 cm mély, ami a további helyszínekre is vonatkozik. A Sajópálfala fölötti leelőhelyünk parti növényzete az előbbihez hasonló, de nyáron szinte teljesen benövi a békaszőlő, alig találni szabad vízfelületet, a meder iszapos. Arnótnál fák között, árokszerűen húzódik a meder, a fenék iszapos, helyenként kövekkel. Felsőzsolcai mintavételi helyünkön a vízfolyás mélyen bevágódott a felszínbe, az aljzat kemény, a torkolat közelében egy jelentős szakaszon kőszórás lassítja a víz sodrását az erős lejtésű mederben.

Eredmények és értékelés

A mintavételek során összesen 28 faj 4523 példányát azonosítottuk (1. táblázat). Rajtuk kívül Felsőzsolcán egy küszdomolykó (*Alburnus alburnus* x *Squalius cephalus*) hibrid is előkerült, amelyről külön közleményben számoltunk be (Harka et al., 2009).

A Kis-Sajó halfaunájában jelentős különbség tapasztalható a vízfolyás középső szakasza és a két vége között. A középső szakaszon (2. 3. és 4. mintavételi hely) összesen 15 faj került elő, mintavételenként átlagosan 7,1 faj. Főleg ez utóbbi alacsony érték, ugyanis a Kis-Sajó mind mederesés (0,56 m/km), mind az előkerült halfajok alapján a kisvízfolyások sügérzónájába sorolható. Saját vizsgálataink szerint a Tarna vízrendszerének sügérzónájában a mintavételenként fogott átlagos fajszám 10,6.

A vízfolyást lényegében 8 faj jellemzi, amelyek példányai az összes egyedszám 98,5%-át tették ki, és minden mintavételi helyről előkerültek. Ezek: a bodorka (*Rutilus rutilus*), a domolykó (*Squalius cephalus*), a küsz (*Alburnus alburnus*), a fenékjáró és a halványfoltú küllő (*Gobio gobio*, *G. albipinnatus*), valamint az ökle (*Rhodeus sericeus*), a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) és a sügér (*Perca fluviatilis*). Valamennyi viszonylag tág toleranciájú faj, és bár közülük 4 védett hazánkban, állományuk országos viszonylatban is stabil. Egy kivételével a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*) is előkerült minden leelőhelyről 2009-ben, de korábban csak a Kis-Sajó torkolatánál fogtuk. 2009-ben az általunk vizsgált kisvízfolyásokon (Hernád mellékpartakjain, Tarna vízrendszere) a nyúldomolykónak rendkívül sikeres ívását tapasztaltuk. Ilyen mennyiségben ivadékot az utóbbi 7 évben nem fogtunk. Valószínűleg ennek köszönhető, hogy a Kis-Sajó középső részéről is előkerült

néhány elsőnyaras példány. A további 6 halfajból mindössze 20 példány került elő, jelenlétük tehát – a csuka (*Esox lucius*) kivételével – alkalminak tekinthető.

1. táblázat. A fogott halfajok egyedszámai (N) és gyakoriságuk (F%) a mintákban
 Tábl. 1. The number of specimens (N) and their frequency (F%) at the samplings

Fajok	Bódva		Sajóvámos		Sajópálfala		Arnót		Felsőzsolca	
Tszf. magasság (m) (1)	121		117		116		115		112	
EOV y	778470		782250		783160		784320		784130	
EOV x	319740		316310		315550		312310		308140	
	N	F	N	F	N	F	N	F	N	F
<i>Rutilus rutilus</i>	247	100	149	100	44	100	48	100	56	100
<i>Leuciscus leuciscus</i>			1	20	1	20	2	40	65	100
<i>Squalius cephalus</i>	54	100	77	100	27	100	54	80	260	100
<i>Aspius aspius</i>	1	20							1	17
<i>Leucaspis delineatus</i>	2	20							4	33
<i>Alburnus alburnus</i>	152	100	16	60	4	40	1	20	177	83
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	29	100							257	83
<i>Abramis bjoerkna</i>	10	80			1	20				
<i>Abramis brama</i>	1	20								
<i>Vimba vimba</i>	2	20	1	20			1	20	12	33
<i>Tinca tinca</i>	1	20								
<i>Barbus barbus</i>	5	40							10	50
<i>Barbus peloponnesius petenyi</i>									3	33
<i>Gobio gobio</i>	1	20	5	40	1	20	41	80	32	83
<i>Gobio albipinnatus</i>	63	100	40	100	20	80	177	100	126	100
<i>Pseudorasbora parva</i>									1	17
<i>Rhodeus sericeus</i>	301	100	334	100	125	80	174	100	910	100
<i>Carassius carassius</i>	1	20								
<i>Carassius gibelio</i>									8	33
<i>Cobitis elongatoides</i>	94	100	7	60	1	20	39	100	33	50
<i>Sabanejewia aurata</i>	16	100								
<i>Barbatula barbatula</i>									3	33
<i>Ameiurus melas</i>							1	20	2	33
<i>Esox lucius</i>	4	40	2	40			9	80	2	33
<i>Lepomis gibbosus</i>	13	100					1	20		
<i>Perca fluviatilis</i>	102	80	5	60	14	80	9	60	27	83
<i>Gymnocephalus cernuus</i>					1	20				
<i>Sander lucioperca</i>	2	40								
Mintavételek száma (2)	5		5		5		5		6	
Egyedszám (3)	1101		637		239		557		1989	
Fajszám (4)	21		11		11		13		20	
Mintavételenként										
Minimális fajszám (5)	11		6		4		7		8	
Maximális fajszám (6)	14		8		8		10		15	
Átlagos fajszám ± SD (7)	13,2 ± 1,3		7,0 ± 0,7		5,8 ± 1,5		8,2 ± 1,3		12,0 ± 2,8	

1-height above sea-level, 2-number of sampling, 3-specimens, 4-species, 5-minimum 6-maximum and 7-average number of species / sampling

A Kis-Sajóra nem jellemző az általános tapasztalat, miszerint folyásirányban lefelé haladva egyre nő a fajszám. A vízfolyás kezdetén és végén tapasztalható viszonylagos fajgazdagság a Bódvának, illetve a Sajónak köszönhető. Az eredésnél és a torkolatnál elsősorban azokkal a reofil fajokkal egészül ki a Kis-Sajó halfaunája, amelyek a Bódvát és a Sajót az adott szakaszon jellemzik (Juhász, 2007; Harka et al., 2007). Ezekon a szakaszokon nemcsak a fajszám, hanem a halsűrűség is lényegesen nagyobb, mint a vízfolyás közbülső részén. Ez részben ugyancsak a Bódva és a Sajó közelségével magyarázható (ivadékok

lesodródása a Bódvából, illetve ívó példányok felúszása a Sajóból), de szerepe lehet benne az iszapos és növényzettel benőtt középső szakasznál lényegesen változatosabb medernek is.

A Bódvához legközelebbi 1. mintavételi helyen az egyedszám 92%-át ugyan szintén a középső szakaszon is előforduló 8 faj teszi ki, de olyan reofil fajok egészítik ki, melyek legközelebb csak a Sajó torkolatánál fordulnak újra elő. Ilyen a balin (*Aspius aspius*), a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), a márna (*Barbus barbus*), a szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*) és a csak itt előforduló törpecsík (*Sabanejewia aurata*). Külső bélyegei alapján ez utóbbi – a bódvai állományhoz hasonlóan (Harka, 1986) – inkább a *balcanica* típus jellegzetességeit mutatja.

Ugyanitt három stagnofil fajt is fogtunk (kurta baing – *Leucaspilus delineatus*, compó – *Tinca tinca* és széles kárász – *Carassius carassius*), melyek előfordulása a Bódva felduzzasztásának köszönhető. A zsiliprendszer felett ugyanis állóvízi körülmények alakultak ki, élőhelyet biztosítva ezeknek a fajoknak is. A Sajó torkolatától 150-m-re lévő zsiliprendszernek köszönhető a Kis-Sajó vízellátása, de egyben megakadályozza a halfajok vándorlását.

A stagnofil fajok jelenléte nem meglepetés, mivel a kárász kivételével már Juhász (2007) említette ezeket a Bódvából. Ellenben nehezen magyarázható, hogy a vízfolyás középső szakaszáról egyetlen példányuk sem került elő, pedig élőhelyi viszonyait tekintve alkalmasabbnak tűnik a számukra. Az 1. élőhelyen kimutatott fajok száma 21, miközben néhány kilométerrel lejjebb már csak 11 került elő. A mintavételenként fogott átlagos fajszám tekintetében is hasonlóak az arányok.

A Sajó torkolatánál (5. élőhely) hasonló a fajösszetétel, mint a Bódva közelében: a közös fajok száma 14. Egy vízfolyás esetében meglepő, ha csak a torkolati szakaszán fordulnak elő olyan kifejezetten áramláskedvelő halfajok, mint a Petényi márna (*Barbus peloponnesius petenyi*) vagy a kövicsík (*Barbatula barbatula*). Ám ezek is mutatják, hogy a torkolati szakasz sokkal inkább a Sajó halfaunáját reprezentálja, mint magát a Kis-Sajót. Bár a Sajó halfaunájának a közelmúltban történt vizsgálata során kurta baingot nem tudtuk kimutatni a folyóból (Harka et al., 2007), a Kis-Sajó torkolatában két alkalommal is előkerült példányai alapján a jelenléte biztosra vehető a Sajóban. A vízfolyás torkolati szakasza nevelőhelye a Sajóból ívársra felvándorló halfajok ivadékainak.

Bár a vízfolyás eredésénél és torkolatánál vannak közös reofil fajok (sujtásos kűsz, márna, szilvaorrú keszeg), mégis úgy tűnik, hogy a Kis-Sajó középső szakaszán burjánzó makrovegetáció, a medret borító mély iszap és a csekély vízmennyiség ökológiai gátat képez a vízfolyás alsó és a felső része, illetve az ezekkel kapcsolatos Sajó- és Bódva-szakasz között. Ahhoz, hogy az átjárhatóság helyreálljon, a jelenlegi vízmennyiségnek legalább háromszorosát kellene kapnia a vízfolyásnak.

Irodalom

- Harka Á. (1986): A törpe csík (*Cobitis aurtata* Filippi 1865). *Halászat* 79 (1) 24.
 Harka Á., Szepesi Zs., Halasi-Kovács B. (2007): A vízminőség javulásának hatása a Sajó magyarországi szakaszának halfaunájára. *Pisces Hungarici* 2. 51-64.
 Harka Á., Sály P., Szepesi Zs. (2009): Kűsz és domolykó hibridjének (*Alburnus alburnus* × *Squalius cephalus*) előfordulása a Tarnában és a Kis-Sajóban. *Halászat* 101 (2) 80-84.
 Juhász L. (2007): A Bódva szakaszjellege a haltársulások összetétele alapján. *Pisces Hungarici* 1. 37-44.
 Marosi S., Szilárd J. (szerk.) (1969): A tiszai Alföld. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 381.

ADATOK A MURA LETENYEI SZAKASZÁNAK HALFAUNÁJÁHOZ

DATA TO THE FISH FAUNA OF THE MURA RIVER AT LETENYE

KERESZTESSY Katalin¹, BELICZKY Gábor², KISS Gergő²

¹Vas-Hal Bt., Maglód, keresztessy.katalin@gmail.com

²ELTE, Budapest, gbeliczky@freemail.hu, luzerg@freemail.hu

Kulcsszavak: védett halfaj, veszélyeztetett, őshonos, jövevény halfaj, populációbiológia
Keywords: protected fish species, endangered fish, nativ, adventive fish species, population biology

Összefoglalás

Halfaunisztikai vizsgálatot végeztünk a Murán Letenye közelében 2009-ben. Elektromos kutató halászgéppel 27 halfajt mutattunk ki 2009-ben, és közülük 9 volt a védettek száma, ezek: *Phoxinus phoxinus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Gobio albipinnatus*, *Gobio kessleri*, *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*, *Barbatula barbatula*, *Gymnocephalus baloni*, *Zingel zingel*. Eredményeinket a korábbi időszakokból nyert adatainkkal hasonlítottuk össze: 20 halfaj jelenlétét bizonyítottunk 2002-ben, 2007-ben pedig 8 halfajt.

Summary

The fish faunistic research was carried out near Letenye in the Mura. 27 fish species were collected by electric fishing machine in 2009. Altogether 9 of them were protected: *Phoxinus phoxinus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Gobio albipinnatus*, *Gobio kessleri*, *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*, *Barbatula barbatula*, *Gymnocephalus baloni*, *Zingel zingel*. The examination was complemented with the analysis of the previous periods (20 fish species in 2002 and 8 fish species in 2007).

Bevezetés

Az utóbbi években egyre nagyobb jelentőséget kap hazai természetes vizeink vizsgálata, feltárása, minőségük megőrzése. A Mura letenyei szakaszának halfaunisztikai értékelését a vízjogi létesítési engedélyezési eljárás indokolta, mivel ez a folyószakasz szerepel az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi területekről szóló 275/2004. (X.8.) kormányrendelet mellékletében, mint kiemelt jelentőségű, különleges természetmegőrzési terület (Natura 2000 terület). A Mura rendszeres vizsgálatát indokoltá teszi, hogy a szlovén folyószakaszon értékes élőhelyek és halfaj társulások fordulnak elő. A Mura több holtágából is kimutatták a Kárpát-medencére endemikus, kiemelten védett lápi póc (*Umbra krameri*) jelenlétét (Povz, 1990). A környezeti feltételek hasonlóak a magyar szakaszon is, ezért a munkát 2002-től kezdődően rendszeresen folytatjuk (Keresztessy et al. 2002, 2003a,b, 2004a,b, Baka és Keresztessy, 2004).

A vizsgálatok helye, ideje és módja

2009 májusában és júniusában hét alkalommal végeztünk halfaunisztikai és populációbiológiai adatgyűjtést a Mura Letenyéhez közeli, a 7-es számú főközlekedési út és az M7-es autópálya között húzódó szakaszán. A helyszíni vizsgálatokra 2009. május 27-én és 29-én, továbbá június 7-én, 8-án, 10-én, 13-án és 14-én került sor. A mintavételi helyszín elsősorban sóderes, köves aljzatú volt, sok uszadékfával és finom iszappal borított szakaszokkal. Az adatgyűjtéshez egyenárammal működő, elektromos kutatói halászgépet használtunk. A halászatot csónakból végeztük, és a folyó gyors sodra miatt pótszákot is használtunk. A halfajok azonosítása után a példányokat óvatosan ugyanott visszahelyeztük a folyóba.

A halfaunisztikai gyűjtések alkalmával az élőhely, illetve az előforduló halfajok igényeinek jellemzése érdekében a környezet fontosabb fizikai, kémiai paramétereit is rögzítettük. A fizikai paraméterek közül mértük a vízhőmérsékletet, és röviden jellemeztük az aljzatot. A kémiai paraméterek közül HANNA ATC pH-mérővel meghatároztuk a víz hidrogénion-tartalmát, WTW LF 95-ös konduktométerrel a víz vezetőképességét, vizsgálva

az oldott szervesetlen elektrolitok össz-koncentrációját, mely a víz halobitásfokára utal. WTW 03-as oximéterrel a vízben oldott oxigéntartalmat határoztuk meg, az oldott oxigéntartalom leolvasása nomogramból történt (Keresztessy, 1998).

1. táblázat. A mért kémiai-fizikai paraméterek
Table 1. The measured physical-chemical parameters

	vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	összes ion (mg/l)	víz hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$)	pH	oldott O_2 (mg/l)	O_2 telítettség (%)
1.	231	228	15,7	7,1	8,0	80
2.	235	232	14,4	7,3	7,5	73
3.	262	260	14,2	6,7	8,3	78
4.	267	265	13,6	7,2	8,2	78
5.	264	262	14,9	7,3	8,5	83
6.	269	267	13,8	7,0	8,2	79
7.	270	268	14,3	7,2	8,3	78

A kimutatott halfajok ökológiai értékelése a NBmR protokoll figyelembe vételével Balon (1975, 1990), Lelek (1987), Keresztessy (1993), Winemiller és Rose (1992) leírásai szerint történt, míg az abszolút és relatív természetvédelmi értéket Guti (1993) javaslata alapján számítottuk ki.

Eredmények

Mintavételeink során összesen 27 faj 352 példányát azonosítottuk. Adatainkat a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat. A fogott fajok egyedszámai és gyakorisága
Table 2. The fish species, number and % in 2009

Halfajok	db	%
<i>Rutilus rutilus</i>	6	1,70
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	0,28
<i>Leuciscus cephalus</i>	71	20,17
<i>Leuciscus leuciscus</i>	3	0,85
<i>Phoxinus phoxinus</i>	2	0,57
<i>Aspius aspius</i>	1	0,28
<i>Alburnus alburnus</i>	118	34,09
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	8	2,27
<i>Abramis brama</i>	4	1,36
<i>Abramis bjoerkna</i>	2	0,57
<i>Vimba vimba</i>	1	0,28
<i>Chondrostoma nasus</i>	3	0,85
<i>Barbus barbus</i>	6	1,70
<i>Gobio albipinnatus</i>	8	2,27
<i>Gobio kessleri</i>	3	0,85
<i>Pseudorasbora parva</i>	1	0,28
<i>Rhodeus sericeus</i>	2	0,57
<i>Carassius gibelio</i>	5	1,42
<i>Cobitis elongatoides</i>	3	0,85
<i>Barbatula barbatula</i>	1	0,28
<i>Esox lucius</i>	13	3,69
<i>Lepomis gibbosus</i>	24	6,82
<i>Perca fluviatilis</i>	51	14,49
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	5	1,42
<i>Gymnocephalus baloni</i>	2	0,57
<i>Sander lucioperca</i>	3	0,85
<i>Zingel zingel</i>	5	1,42

Áttekintve az egyes halfajok gyakoriságát, megállapítható, hogy a kűsz tömeges volt, 34 százalékkal képviseltette magát. A kűszt a domolykó (20 %) és a sügér (14 %) követte. Rajtuk kívül jelentős egyedszámmal fordult elő a sujtásos kűsz, a halványfoltú küllő és a magyar bucó, továbbá a gazdasági jelentőségű csuka és a jövevény naphal.

Értékelés

A Murából Heckel (1863) 13, Krisch (1868) szintén 13 halfajt írt le, majd Herman (1887) 22, Vutskits (1918) 27, Vásárhelyi (1961) 20, Berinkei (1966, 1972) pedig 12 halfajt említett. Povž (1987, 1996) a szlovén szakaszon és a kapcsolódó holtágakból összesen 52 fajt sorol fel. A Mura teljes hazai szakaszáról saját és irodalmi adatok feldolgozása alapján Harka (1997) 35, Vida (1998) 31, Sallai (1999) 48 fajt említ.

A jelen vizsgálat során előkerült 27 faj ökológiai értékelését a 3. táblázat tekinti át. Ennek első oszlopa a fajneveket, a második a fajok őshonos vagy jövevény voltát, a harmadik a tűrőképességét (a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer protokollja alapján), a negyedik az élőhelyi igényét, az ötödik az ívási aljzatigényét, a hatodik a veszélyeztetettségét (a populációk hazai helyzete alapján), az utolsó pedig a Life History Strategy szerinti besorolását tartalmazza.

3. táblázat. A kimutatott halfajok ökológiai csoportosítása

N-natív, A-adventív, T-toleráns, I-intoleráns, E-veszélyeztetett, V-sebezhető, R-ritka, C-gyakori, o-oppportunista, p-periodikus, e-egyensúlyi

Table 3. Ecological groups of the measured fish species

N-native, A-adventive, T-tolerant, I-intolerant, E-endangered, V-vulnerable, R-rare, C-common, o-opportunistic, p-periodic, e-equilibrium

fajok	N/A	tolerancia	ökológiai igény	ívási aljzatigény	veszélyeztettség	életmenet modell
<i>Rutilus rutilus</i>	N	T	euritóp	fito-litofil	C	o-p
<i>Scardinius erythrophthalm.</i>	N	T	limnofil	fitofil	C	o-p
<i>Leuciscus cephalus</i>	N	T	reofil	litofil	C	o-p
<i>Leuciscus leuciscus</i>	N	I	reofil	fito-litofil	R	o-p
<i>Phoxinus phoxinus</i>	N	I	reofil	litofil	V	o
<i>Aspius aspius</i>	N	I	reofil	litofil	R	p
<i>Alburnus alburnus</i>	N	T	euritóp	fito-litofil	C	o-p
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	N	I	reofil	litofil	V	o-p
<i>Abramis brama</i>	N	T	euritóp	fito-litofil	C	o-p
<i>Abramis bjoerkna</i>	N	T	reofil	fitofil	C	o-p
<i>Vimba vimba</i>	N	I	reofil	litofil	V	p
<i>Chondrostoma nasus</i>	N	I	reofil	litofil	R	p
<i>Barbus barbus</i>	N	T	reofil	litofil	C	p
<i>Gobio albipinnatus</i>	N	I	reofil	psammofil	R	o
<i>Gobio kessleri</i>	N	I	reofil	psammofil	E	o
<i>Pseudorasbora parva</i>	A	T	euritóp	litofil	C	e
<i>Rhodeus sericeus</i>	N	T	limnofil	ostracofil	C	e
<i>Carassius gibelio</i>	A	T	euritóp	fitofil	C	o-p
<i>Cobitis elongatoides</i>	N	T	reofil	fitofil	R	o
<i>Barbatula barbatula</i>	N	T	reofil	fitofil	R	o
<i>Esox lucius</i>	N	T	limnofil	fitofil	C	p
<i>Lepomis gibbosus</i>	A	T	limnofil	psammofil	C	e
<i>Perca fluviatilis</i>	N	T	euritóp	fitofil	C	o-p
<i>Sander lucioperca</i>	N	I	euritóp	fitofil	V	E
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	N	T	euritóp	fito-litofil	C	o
<i>Gymnocephalus baloni</i>	N	I	reofil	litofil	R	o
<i>Zingel zingel</i>	N	I	reofil	litofil	V	e

A Mura sebesebb sodrásának megfelelően, a fajok több mint fele (55,6%) az áramláskedvelő halak köréből került ki. Egyedszám szerinti gyakoriság tekintetében azonban az euritóp szélhajtó kűsz (*Alburnus alburnus*) áll az első helyen (34,1%), a reofil domolykó (*Leuciscus cephalus*) csak második a sorban (20,2%). Meglepő, hogy a harmadik helyet az ugyancsak euritóp sügér (*Perca fluviatilis*) foglalja el (14,5%). A két leggyakoribb euritóp faj együtt csaknem a felét adja az összes egyedszámnak.

Közepes, 1-4% közötti gyakorisággal jellemezhető a bodorka (*Rutilus rutilus*), a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), a dévérkeszeg (*Abramis brama*), a márna (*Barbus barbus*), a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), a csuka (*Esox lucius*) és a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*). A vörösszárnú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), a nyüldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), a balin (*Aspius aspius*), a karikakeszeg (*Abramis bjoerkna*), a szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*), a paduc (*Chondrostoma nasus*) és a süllő (*Sander lucioperca*) aránya 1% alatt maradt.

A mintavételek alkalmával 8 védett faj került elő. A közepes gyakoriságú fajok közt már említett sujtásos kűszön és halványfoltú küllőn kívül a fürge csele (*Phoxinus phoxinus*), a homoki küllő (*Gobio kessleri*), a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*), a vágócsík (*Cobitis elongatoides*), a kövicsík (*Barbatula barbatula*) és a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*) 1% alatti arányban volt jelen. Örvendetes viszont a fokozottan védett magyar bucó (*Zingel zingel*) 1,4%-os részesedése.

Jövevényfajok közül csak három fordult elő: a razbóra (*Pseudorasbora parva*) 0,3%-os, az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) 1,4%-os és a naphal (*Lepomis gibbosus*) 6,8%-os gyakorisággal.

Korábbi saját vizsgálatainkhoz és az irodalmi adatokhoz képest új faj nem került elő a folyóból, de a Duna-medence endemikus halfajai közül a homoki küllő (*Gobio kessleri*), a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*) és a magyar bucó (*Zingel zingel*) stabil populációját sikerült bizonyítani a vizsgált szakaszon.

Az előkerült fajok közül nyolc minősül Magyarországon védettnek. Ezek a következők: fürge csele (*Phoxinus phoxinus*), sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), homoki küllő (*Gobio kessleri*), szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), kövicsík (*Barbatula barbatula*) és széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*). Egy faj, a magyar bucó (*Zingel zingel*) fokozott védeltséget élvez.

Adataink alapján a folyószakasz halfaunájának a Guti (1993) szerint számított abszolút természeti értéke 48, relatív természeti értéke 1,46.

Irodalom

- Baka L. T., Keresztessy K. 2004: A Mura és holtágának halfaunisztikai vizsgálata. 2. Szünzoológiai Szimpózium, Budapest, 2004. március 8-9. Proceedings (szerk. Batáry P., Báldi A., Dévai Gy., *Magyar Ökológusok Tudományos Egyesülete*, Szeged, 2004), 9.
- Balon E. K. 1975: Reproductive Guilds of Fishes: A Proposal and Definition. *J. Fish Res. Board Can.* 32. 821-864.
- Balon E. K. 1990: Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph Ichthyology Reviews* 1. 1-48.
- Berinke L. 1966: Halak, Pisces. Magyarország állatvilága. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 132.
- Berinke L. 1972: Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13:3-24.
- Guti G. 1993: A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86. 3. 141-144.
- Harka Á. 1992: Adatok a Mura halfaunájáról. *Halászat*, 85. 60-61.
- Heckel J. 1863: Magyarország édesvízi halainak rendszeres átnézete. Pest, 193-216.
- Herman O. 1887: A magyar halászat könyve. I-II. K. M. *Természettudományi Társulat*, Budapest, p. 860.
- Keresztessy, K. 1993: Faunistical Research on Hungarian Protected Fish Species. *Landscape and Urban Planning* 27, 115-122.
- Keresztessy K. 1998: Természetesvízi halfaunisztikai monitorozás. (Jegyzet). *Agrártudományi Egyetem, Gödöllő*, 166 p.
- Keresztessy K., Bardóczyné Székely E., Czinkota I., Loksa G. 2002: A Mura árterének veszélyeztetett vizes élőhelyeinek kutatása. I. Magyar Természetvédelmi és Biológiai Konferencia. Absztrakt Kötet 2002. (szerk. Lengyel Zs., Szentirmai I., Báldi A., Horváth M., Lendvai Á. Z., *Magyar Biológiai Társaság*, Budapest), 137.

- Keresztessy K., Bardóczyné Székely E., Czinkota I., Loksa G. 2003a: A tótszerdahelyi Mura holtág halfaunisztikai és élőhelyi vizsgálata. EU Konform Mezőgazdaság és Élelmiszerbiztonság 2003. Proceedings (szerk. Szemán L., Jávor A., *Szent István Egyetem*, Gödöllő) 261-265.
- Keresztessy K., Bardóczyné Székely E., Czinkota I., Loksa G. 2003b: A Tótszerdahelyi-holtág és a Mura veszélyeztetett halfajainak és élőhelyi körülményeinek vizsgálata. XLV. Hidrobiológus Napok 2003. október 1-3. Proceedings (szerk. Bíró P., *MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet*, Tihany), 25.
- Keresztessy K., Bardóczyné Székely E., Czinkota I., Loksa G. 2004a: Hidrological and faunistical research in an unknown oxbow of Mura. International Workshop Issues of Sustainable Land Use in European Landscapes Problems, Conflicts and Solutions. Landscape Tomorrow. Gödöllő, Hungary, 14-18 April 2004. Proceedings (ed. Podmaniczky, L., Institute of Environmental and Landscape Management, *Szent István University*, Gödöllő, Hungary, 2004), 56.
- Keresztessy K., Bardóczyné Székely E., Czinkota I., Loksa G. 2004b: Veszélyeztetett murai halfajok és élőhelyi körülményeik vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények*, 11, 302-306.
- Kriesch J. 1868: Halaink és haltenyésztésünk. Pest, pp. 131.
- Lelek, A. 1987: Threatened Fishes of Europe. (The Freshwater Fishes of Europe 9) *Aula-Verlag* Wiesbaden, pp. 342.
- Povž, M. 1987: A contribution to the knowledge of freshwater fish and hufish of Slovenia-river basin of the Mura. *Ichtyos*, 5:1-8.
- Povž, M. 1990: Conservation of mudminnow *Umbra krameri* Walbaum, in Slovenia. *J. of Fish Biology* 37, (Suppl. A), 243.
- Povž, M. 1996: The Red Data List of the freshwater lampreys (Cyclostoma) and fish (Pisces) of Slovenia. 63-72. p. In: A. Kirchhofer, D. Hefti (ed.) Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe /*Advances in Life Sciences*/ Birkhauser. Basel-Boston-Berlin
- Sallai Z. 1999: Adatok a Mura és vízrendszerének halfaunájához. *Halászat*, 92. 69-87.
- Vásárhelyi I. 1961: Magyarország halai írásban és képekben. *Borsodi Szemle Könyvtára*, Miskolc, 135 p.
- Vida A. 1998: Nyugat-Magyarország folyóvizeinek halfaunája. *Savaria, A Vasmegeyei Múzeumok Értesítője*, Szombathely, 24/2, 97-114.
- Vutskits Gy. 1918: A Magyar Birodalom Állatvilága. Fauna Regni Hungariae. Budapest, p. 42.
- Winemiller, K. O., Rose, K. A. 1992: Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 49. 2196-2218.

A MARCAL HALÁLLOMÁNYÁNAK FAUNISZTIKAI FELMÉRÉSE FAUNAL SURVEY ON THE FISH COMMUNITY OF MARCAL RIVER

HARKA Ákos¹, SZEPESI Zsolt², NAGY Lajos³

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, harkaa@freemail.hu

²Omega-Audit Kft., Eger, szepesizs@freemail.hu

³Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csopak, lajos.tihany@gmail.com

Kulcsszavak: síksági kis folyó, *Neogobius fluviatilis* és *Neogobius melanostomus* inváziója
Keywords: flatland small river, invasion of the *Neogobius fluviatilis* and *N. melanostomus*

Összefoglalás

2008. június 19. és 21. között halfaunisztikai felmérést végeztünk a Marcal folyón. A munka során 9 mintavételi helyről összesen 25 fajnak 1524 példányát azonosítottuk. Halfogó eszközként 6 milliméteres szembőségű ivadékháló, valamint akkumulátorról működő elektromos kutatói halászgépet használtunk.

Az irodalmi adatokhoz képest 5 új fajt találtunk: *Leuciscus leuciscus*, *Leucaspius delineatus*, *Gymnocephalus cernuus*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*. Az első három faj őshonos halunk, amely minden valószínűség szerint eddig is tagja volt a folyó faunájának, csak eddig nem került elő. Az utóbbi kettő ellenben viszonylag új keletű jövevény, amely a Fekete-tenger vidékéről a Dunán és a Rábán át juthatott a Marcalba, és várhatóan tovább terjed.

Summary

The fish fauna of the Marcal River was studied between June 19th and 21th 2008. 1524 specimens of 25 species were collected by a fishing net (6 mm mesh) and electric fishing at nine sampling sites.

Compared to the literature data 5 species were new for Marcal River: *Leuciscus leuciscus*, *Leucaspius delineatus*, *Gymnocephalus cernuus*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*. *Leuciscus leuciscus*, *Leucaspius delineatus* and *Gymnocephalus cernuus* are indigenous fish species in Hungary and it is supposed to be permanent member of the fish fauna of the river but they were not found up earlier. However, *Neogobius fluviatilis* and *Neogobius melanostomus* are relatively new immigrant species which would have come to Marcal River from the region of Black Sea through River Danube and Raba and probably spread further in the future.

Bevezetés

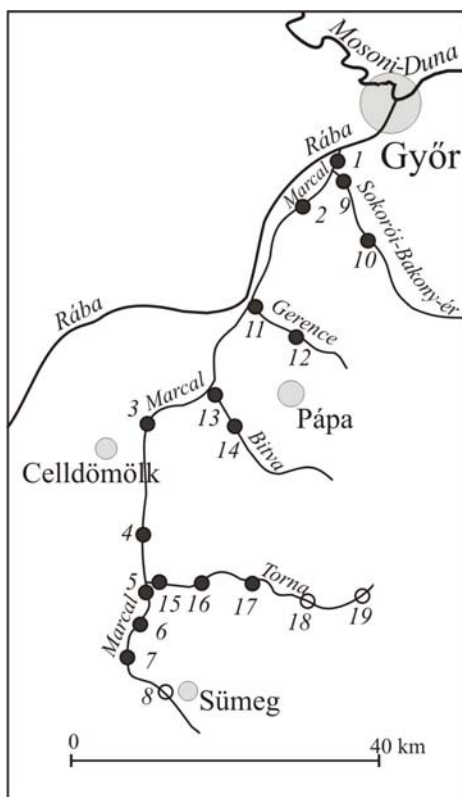
Az utóbbi évtizedekben ismét fellendült halfaunisztikai kutatásoknak köszönhetően egyre kisebb azon vizeink száma, amelyek halairól egyáltalán nincsenek, vagy csak szórványos adatok találhatóak a szakirodalomban. A folyamatos monitorozás ugyan egyelőre még távoli cél, de jelentősebb folyóvizeink jelenkori állapotának feltérképezése nagyjából bejeződött. A kisebb vízfolyások tekintetében is komoly előrelépés történt, de az ország halfaunisztikai térképén még mindig mutatkoznak fehér foltok. Közéjük tartozik egyebek közt a Marcal vízgyűjtője, amelyről eddig csupán szórványos adataink voltak, és amelynek feltárását célul tűztük magunk elé. Jelen dolgozatban a Marcalra vonatkozó eredményekről adunk számot, de a munka folytatásaként megkezdtük már a mellékpatakok felmérését is.

A vizsgálatok helye, ideje, módszere

A Sümeg közelében eredő Marcal a Rába legjelentősebb jobb parti mellékfolyója. Ennek ellenére a kis folyók kategóriájába tartozik: közepes vízhozama 1995 és 2004 között a torkolattól 16 kilométerre fekvő Rábaszentmiklósnál másodpercenként 5,4 köbméter volt. Eredetileg Marcaltónél ömlött a Rábába, de a szabályozások során új mederbe terelték, amelyet többször is módosítottak. Jelenlegi hossza mintegy 100 kilométer, s a Gyórhöz tartozó Gyirmótnál éri el a Rábát. Medrének átlagos esése 0,24 ezrelék, ami az alföldi folyók jellemzője. Vízének oxigénháztartási mutatói a Duna Budapest alatt mért értékeihez hasonlóak, tápanyagháztartása azonban egészen más. Összes nitrogéntartalma közel kétszerese, a foszfortartalom pedig több mint négyszerese a Dunán mért értékeknek (Gerencsér, 2006). A mezőgazdasági eredetű szennyezések és a kommunális szennyvizek

hatására a folyó az utóbbi évtizedekben erősen eutrofizálódott, aminek jele a szinte mindenütt túlburjánzó hínárnövényzet.

A 100 km hosszúságú folyón eredetileg 10 mintavételi helyet terveztünk, de Sümegnél,



1. ábra. A vizsgálati terület és a mintavételi helyek

a forráshoz közeli szakaszon a folyó még csupán egy náddal sűrűn benőtt, csordogáló erecske, amelyből halat fogni nem tudtunk. A fennmaradó 9-ből 7 helyszínen sikerült mintát vennünk, az alsó szakasz két pontján azonban túlságosan mély volt a meder ahhoz, hogy gázolva halászhattunk, a csónakból történő halászatot pedig a túlburjánzó hínártömeg akadályozta meg. Utóbbi két esetben a Marcal helyett az ott betorkolló Bitva, illetve Gerence patak gázolható torkolati szakaszáról vettünk mintát. Ezek a helyek közel esnek a Marcalhoz, ezért adataikat az előkerült fajok tekintetében a befogadó folyóra nézve is hitelesnek fogadtuk el (az egyedszámok arányait azonban nem).

Lelőhelynek minősülő mintavételi helyeink – a forrástól a torkolat felé haladva – sorrendben a következők voltak: 1–Marcal, Gógánfa; 2–Marcal, Megyer; 3–Marcal, Karakó; 4–Marcal, Boba; 5–Marcal, Mersevát; 6–Bitva, Békás; 7–Gerence, Malomsok; 8–Marcal, Tét (Lesvárpusztá); 9–Marcal, Győr (Gyirmót). A leelőhelyek földrajzi fekvése – sorszámuk alapján – az 1. ábra térképvázlatán azonosítható.

A faunisztikai felmérést 2008. június 19. és 21. között végeztük. Halfogó eszközként 6

milliméteres szembőségű kétközhálót, valamint akkumulátorról működő elektromos kutatói halászgépet használtunk. A fogott halakat azonosításukat és dokumentálásukat követően a helyszínen szabadon engedték.

Eredmények

A mintavételek során 25 faj 1524 példányát azonosítottuk (1. táblázat). A forrásvidék felől indulva az első halakat Gógánfánál fogtuk az ott még sekély folyóból: egy bodorkát és négy vágócsíkot. Folyásirányban lefelé haladva fokozatosan bővült a fogott fajok száma: Megyernél négyre, Karakónál kilencre, Mersevátnál 11-re nőtt.

A Marcalhoz képest kicsiny Bitva torkolatából aránytalanul sok (14) faj került elő. Ez is mutatja, hogy a Marcal halai valóban felúsznak a patak torkolatába, ugyanis pár kilométerrel feljebb már csak 4 fajt találtunk benne. Lényegét tekintve hasonló volt a helyzet a Gerence torkolati szakaszán vett mintával, azzal a különbséggel, hogy abban a nagyobb mederesés miatt lényegesen nagyobb a reofil egyedek abundanciája, mint a lassú Marcalban.

Tét–Lesvárpusztánál mindössze 4 fajt sikerült fognunk, ami nyilvánvalóan nem reprezentálja a mintavételi szakasz fajkészletét, hanem csak azt jelzi, hogy a helyi adottságok miatt érdemi halászatot nem tudtunk folytatni. A Győr–Gyirmót határában lévő torkolati szakaszon előkerült 20 faj alapján azonban nagy vonalakban már képet alkothatunk a folyó halállományáról, még akkor is, ha tudjuk, egyetlen kutatóút kevés a halállomány alapos feltáráshoz.

1. táblázat. A mintavételi helyeken fogott halpéldányok száma
Table 1. The number of fish specimens collected at sampling sites

Faj/lelőhely	Marcal Gógánfa	Marcal Megyer	Marcal Karakó	Marcal Boba	Marcal Mersevát	Bitva Békás	Gerence Malomsok	Marcal Tét	Marcal Győr
Tszf. magasság (m) a. s. l.	134	131	130	127	124	121	117	115	112
EOV y	507890	509290	510110	510250	511100	519690	524550	530850	535890
EOV x	187800	192250	198910	205590	217520	222890	234700	247820	251120
<i>Rutilus rutilus</i>	1	30	55	51	57	78	13	2	98
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>						4			
<i>Leuciscus leuciscus</i>				1	6		7		41
<i>Leuciscus cephalus</i>			3	10		7	16	1	9
<i>Aspius aspius</i>									21
<i>Leucaspilus delineatus</i>						1			
<i>Alburnus alburnus</i>			7	6	12	22	2	1	11
<i>Abramis bjoerkna</i>					3	15			2
<i>Vimba vimba</i>					2	4			1
<i>Tinca tinca</i>			1						3
<i>Barbus barbus</i>					3				
<i>Gobio gobio</i>							48		
<i>Pseudorasbora parva</i>						2			10
<i>Rhodeus sericeus</i>		12	62	107	93	67	251	6	59
<i>Carassius gibelio</i>									8
<i>Cobitis elongatoides</i>	4	1	1			1	20		3
<i>Silurus glanis</i>									4
<i>Esox lucius</i>		2			1	3			2
<i>Lepomis gibbosus</i>			1						1
<i>Perca fluviatilis</i>						9			16
<i>Gymnocephalus cernuus</i>					2				
<i>Sander lucioperca</i>									3
<i>Neogobius fluviatilis</i>			8	21	18	2	3		27
<i>Neogobius melanostomus</i>									14
<i>Proterorhinus marmoratus</i>			1		9	1			14

Értékelés

Alapos halfaunisztikai vizsgálat eddig még nem folyt a Marcalon, halairól inkább csak a folyón végzett halászati tevékenység révén voltak ismereteink. Fellner és munkatársai (1993) a Rába, a Rábca és a Marcal halászatának bő két évtizedét elemezve, a kimutatások alapján 11 faj folyóbeli előfordulásáról adnak hírt. A halászati statisztikák jelenleg is ugyanezt a 11 fajt tartják számon, és az Országos Halászati Adattár (www.haki.hu) ma is ezeket sorolja fel a Marcal fogható halaiként.

Harka (1997) halaink elterjedését bemutató könyve egyrészt a vízterületet hasznosító halászati szövetkezettől kapott információkat felhasználva, másrészt a szerzőnek a Marcal torkolata közelében végzett rábai vizsgálatait, illetve egy 1987. évi, a Marcalon Karakónál folytatott mintavétele alapján 32 fajnál jelöli meg lelőhelyként a folyót. Elterjedési térképei az utóbbi lelőhelyről a bodorka (*Rutilus rutilus*), a domolykó (*Leuciscus cephalus*), a küsz (*Alburnus alburnus*), a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) és a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) előfordulását jelzik.

Harka & Sallai (2004) Magyarország halfaunáját ismertető könyve megismétli ugyanezen 32 faj előfordulását, de mellettük – Sallai Zoltán adatbázisából – további hármat is említ a folyóból: a pettyes busát (*Hypophthalmichthys nobilis*), a selymes durbincot (*Gymnocephalus schraetser*), valamint a magyar bucót (*Zingel zingel*).

A jelen vizsgálat eredményeit összegző 1. táblázat lelőhelyi adatait áttekintve szembe tűnik, hogy a folyó felső, Megyerig terjedő szakaszáról mindössze 4 faj került elő, míg a következő lelőhelynél, Karakónál már 9, ami több mint kétszerese az előbbinek. Az ugrásszerű változás magyarázata a lelőhely közelében betorkolló Torna patak, amelynek

2001-ben a közepes vízhozama Karakónál 1,67 m³/s volt, szemben a Marcal ugyanott, ugyanazon évben mért 0,12 köbméteres vízhozamával (Gerencsér, 2006). A lényegesen bővebb vizű mellékpartak beömlésével nemcsak a folyó vízmennyisége gyarapodik igen jelentősen, hanem élőhelyeinek változatossága is. A tágasabb víztér kedvezőbb életteret nyújt a küsznek (*Alburnus alburnus*), az erősebb áramlás pedig a domolykónak (*Leuciscus cephalus*), a Merseváttnál előkerült márnának (*Barbus barbuis*) és a több helyen is észlelt nyüldomolykónak (*Leuciscus leuciscus*).

2. táblázat. A Marcalból leírt fajok számának alakulása
Table 2. The species described from Marcal River

Fajok	Fellner et al. (1993)	Harka (1997)	Harka et Sallai (2004)	Jelen felmérés (Present investig.)
<i>Anguilla anguilla</i>	+	+	+	
<i>Rutilus rutilus</i>		+	+	+
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	+	+	+	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i>				+
<i>Leuciscus cephalus</i>		+	+	+
<i>Leuciscus idus</i>		+	+	
<i>Aspius aspius</i>	+	+	+	+
<i>Leucaspis delineatus</i>				+
<i>Alburnus alburnus</i>		+	+	+
<i>Abramis bjoerkna</i>		+	+	+
<i>Abramis brama</i>		+	+	
<i>Abramis ballerus</i>		+	+	
<i>Vimba vimba</i>		+	+	+
<i>Chondrostoma nasus</i>		+	+	
<i>Tinca tinca</i>	+	+	+	+
<i>Barbus barbuis</i>	+	+	+	+
<i>Gobio gobio</i>		+	+	+
<i>Gobio albipinnatus</i>		+	+	
<i>Pseudorasbora parva</i>		+	+	+
<i>Rhodeus sericeus</i>		+	+	+
<i>Carassius carassius</i>		+	+	
<i>Carassius gibelio</i>	+	+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	+	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	+	+	+	
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>			+	
<i>Cobitis elongatoides</i>		+	+	+
<i>Ameiurus nebulosus</i>		+	+	
<i>Silurus glanis</i>	+	+	+	+
<i>Esox lucius</i>	+	+	+	
<i>Lota lota</i>		+	+	+
<i>Lepomis gibbosus</i>		+	+	+
<i>Perca fluviatilis</i>		+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i>				+
<i>Gymnocephalus schraetser</i>			+	
<i>Sander lucioperca</i>	+	+	+	+
<i>Zingel zingel</i>			+	
<i>Neogobius fluviatilis</i>				+
<i>Neogobius melanostomus</i>				+
<i>Proterorhinus marmoratus</i>		+	+	+

Folyás irányában lefelé haladva tovább nő a fajok száma. A Merseváttnál fogott 11 fajból 5, a Bitva patak torkolatából előkerült 14 fajból pedig újabb 4 volt olyan, amelyet följebb nem észleltünk. Ezekkel 18-ra bővült a Békás fölötti folyószakasz fajlistája.

A fajszám növekedési trendjének – elméletileg – a Békás és Tét közötti szakaszon is folytatódnia kellene, de hogy valóban így van-e, arról nem tudunk meggyőződni. A vízhozamhoz képest erősen túlméretezett, mesterségesen kimélyített meder, amit szinte teljesen átszó az áthatolhatatlan sűrűségben burjánzó hínárnövényzet, nemcsak a mintavételt akadályozza, hanem az élőhelyek sokféleségét is csökkenti, ezért nincs kizárva, hogy fajgazdagság tekintetében a tényleges helyzet eltér az elméletileg várhatótól.

A torkolat közelében, a közigazgatásilag Győrhez tartozó Gyirmót határában lévő bukógát alatt megváltozik a folyó képe. A meder kiszélesedik, ugyanakkor a mélysége csökken, a hínárnövényzet uralma megszűnik, helyette a nyílt víz válik jellemzővé, s a fákkal szegélyezett partvonal változott környezetet biztosít a halak számára. Részint ennek, részint a Marcal befogadó Rába közelségének köszönhetően a fogott fajok száma itt elérte a húszat. Főként őshonos ragadozókkal egészült ki a fajlista, így a nyílt vizet kedvelő balinál (*Aspius aspius*), a harcsával (*Silurus glanis*) és a süllővel (*Sander lucioperca*), de egy új, invazív faj is csatlakozott hozzájuk, a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*). Ezzel a folyóból kimutatott fajok száma 25-re nőtt.

Habár a Marcalból jelzett 32, illetve 35 fajhoz képest az általunk fogott 25 faj szerény eredmény, közülük 5 újnak számít a folyó halfaunájára nézve (2. táblázat). Ezek a következők: nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), kurta baing (*Leucaspius delineatus*), vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*), folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*). Az első három faj őshonos halunk, amely minden valószínűség szerint eddig is jelen volt a folyóban, csak kimutatásuk váratott magára. Az utóbbi kettő ellenben viszonylag új keletű jövevény, amely a Fekete-tenger vidékéről a Dunán és a Rábán át juthatott a Marcalba.

A folyami géb első példánya 1999-ben került elő Rábából (Harka & Bíró, 2006), így érthető, hogy napjainkra már nagy létszámú populációja alakult ki a folyó Karakóig terjedő alsó szakaszán, és tapasztalataink szerint már mélyen behatolt a mellékpatakokba is. A feketeszájú gébet 6 évvel később, 2005-ben észlelték először a Rábában (Keresztessy, 2007a, 2007b), ezért a Marcalnak még csak a torkolati szakaszán találtuk gyakorinak, de további terjedésével ugyancsak számolnunk kell.

A kimutatott fajok közül négy élvez Magyarországon törvényi védelmet (*Leucaspius delineatus*, *Gobio gobio*, *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*). Gutí (1993) értékrendszere alapján a folyó halfaunájának az abszolút természeti értéke (T_A) 34, a relatív értéke (T_R) 1,36. Ezek az adatok nem sokban térnek el a hasonló méretű és viszonylag közel eső Cuhai-Bakony-ér halfaunájára vonatkozó értékektől (Harka és Nagy, 2007), bár utóbbi esetben a T_A kissé nagyobb (38), míg a T_R valamivel kisebb volt (1,31).

A Marcal már a forrásától kezdve jellegzetesen alföldi vízfolyás, amelynek ér jellegű felső szakaszán nyoma sincs a dombvidéki patakokat jellemző kövicsíkból, fenékjáró küllőből és domolykóból álló klasszikus hármasnak. A mellékpatakoknak és a befogadó Rábának köszönhetően a folyóban néhány reofil halfaj is előfordul, de halállományában az igénytelen, euritóp fajok dominálnak, kiegészülve néhány stagnofil fajjal. Leggyakoribbnak a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*) bizonyult, amelyek együttesen a fogott egyedek számának több mint kétharmadát tették ki (68,4%).

A halállomány szempontjából problémát jelent a mesterségesen kialakított, a jelenlegi vízhozamhoz képest túlméretezett és uniformizált meder, amelyből hiányzik a sekély vízű parti sáv. Arra is megoldást kell találni, hogy a Rábából felúszó halak a jelenleginél könnyebben küzdhessék le a gyirmóti duzzasztó által képzett akadályt. A legégetőbb gondot azonban a vízminőség okozza. Nyári kisvízes időszakban a Marcal által szállított szennyvíz mennyisége eléri a vízhozam felét, ráadásul nagyobb részénél a tisztítás mértéke nem felel meg a mai követelményeknek. Az évente bebocsátott 7,6 millió m³ szennyvíz 63 százaléka után bírságot fizetnek a szennyvíztisztítók, köztük számos újnak mondható, a kilencvenes évek előírásai szerint épített tisztító üzemeltetői is.

Egy-egy szennyvízbevezetés önmagában nem okozna problémát, de összes szennyezésük már meghaladja a folyó terhelhetőségét. Látható következmény a hínárnövényzet olyan mértékű túlbujánzása, amely már az érzékenyebb halfajok eltűnésével fenyeget. A Magyar Haltani Társaság a vízi élővilág és benne a halállomány védelme érdekében a szennyvizek tisztítása terén olyan követelmények és technológiák bevezetését szorgalmazza, amelyek elsősorban a befogadó terhelhetőségét és annak speciális igényeit veszik figyelembe.

Köszönetnyilvánítás

Itt is szeretnénk köszönetet mondani Aczél Gergelynek, aki helyismeretével segített bennünket a mintavételi helyek kiválasztásában, valamint Zábrák Károlynak, aki a helyszíni mintavételek során volt segítségünkre.

Irodalom

- Ádám L., Marosi S. (szerk.) 1975. A Kisalföld és az Észak-magyarországi peremvidék. Magyarország Tájé földrajza 3. – *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 605.
- Ádám L., Marosi S., Szilárd J. (szerk.) 1987. A Dunántúli-középhegység, A). Magyarország Tájé földrajza 5. – *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 500.
- Fellner I.-né, Tamás F.-né, Tóth J. 1993. A Rába, a Rábca és a Marcal. *Halászat* 86. 1. 27-29.
- Gerencsér Á. 2006. Súlyos veszélyben a kisvízfolyásaink (A Marcal folyón demonstrálva). www.hidrologia.hu/vandorgyules/24/3szekcio/240306.doc
- Guti G. 1993. A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. – *Halászat* 86. 3. 141-144.
- Harka Á. 1997. Halaink. Képes határozó és elterjedési útmutató. *Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete*, Budapest, pp. 175.
- Harka Á., Bíró P. 2006. Ponto-kaspikus halfajok jelenkori terjedése Közép-Európában. *Halászat*, 99. 1. 33-41.
- Harka Á., Nagy L. 2007. A Cuhai-Bakony-ér halai. *Pisces Hungarici* 2. 157-162.
- Harka Á., Sallai Z. 2004. Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület*, Szarvas, pp. 269.
- Keresztessy K. 2007a. Halfaunisztikai kutatások a Rábán. *Pisces Hungarici* 1. 19-25.
- Keresztessy K. 2007b. Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) a Rábában. *Halászat* 100. 4. 181.

ADATOK A BELFŐ-CSATORNA HALKÖZÖSSÉGÉRŐL

DATAS FROM FISH COMMUNITY OF BELFŐ-CANAL

POÓR Ádám¹, JUHÁSZ Lajos¹, FAZEKAS Gergely²

¹Debreceni Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar,

Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, juhaszl@agr.unideb.hu

²FVM Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Szakigazgatási Hivatal

Kulcsszavak: mintavételezés, dominancia, fajazonosság, természeti érték

Keywords: sampling, dominance, species identity, natural values

Összefoglalás

A vizsgált víztér, a Belfő-csatorna a Rétközti szeli kereszttül, 53 km hosszan, a terület legnagyobb, vízrendezési céllal létesített műve. Élőhelyi viszonyait legnagyobb mértékben a csatorna karbantartás (kotrások, növényirtások), és a vízminőséget befolyásoló tényezők határozzák meg.

A mintavételekre 2008 májusában és októberében került sor. A Belfő-csatorna kisvárdai szakaszát vizsgáltuk. Az élőhelyi tényezők alapján három jellemző élőhelytípust, mintavételi területet különítettünk el. A mintavételekhez hagyományos halászeszközöket –varsák, kétköz hálók- használtunk.

A négy mintavétel során 17 halfaj összesen 620 egyedét fogtuk. A kimutatott 17 halfaj között a hazai értékrend szerint öt ritka, nyolc tömeges, négy egzotikus, védetség szempontjából pedig három természetvédelmi oltalom alatt áll (*Rhodeus sdericeus*, *Misgurnus fossilis*, *Cobitis elongatoides*). Ezek közül legnagyobb tömegben a vágó csik került elő. Mindkét csik fajnak szaporodó képes állománya él a csatornában. Adventív halfajok közül legtöbb a legnagyobb számban a *Perccottus glenii* került elő.

Abstract

The examined water area, the Canal Belfő flows 53 km through Rétköz. It is the largest construction in the area, which has been created to reorganize the water system. Its habitat conditions are defined most of all by the maintenance of the channel (that is, sweeping and cutting of plants) and by the factors which influence the quality of the water.

The samples were taken in May and in October 2008. We examined the part of the channel next to Kisvárd. We differentiated three typical habitat types and thus, three areas where we took the samples according to the characteristics of the habitats. We used traditional fishing equipment for sampling, fish traps and fishing nets. We took samples four times, as the result of which we caught 620 specimens of 17 fish species. Among the demonstrated 17 fish species five are rare, eight are common, four are exotic according to the Hungarian values of nature protection, and three are protected. We caught the most specimens among all the species from *Cobitis elongatoides*. Populations capable of reproduction of both *Cobitis* species live in the channel. We found the most samples of the adventive fish species from *Perccottus glenii*.

Bevezetés

Magyarország közel 2,5%-a tekinthető vízi-, vízközei területnek, közepes vízállás esetén. Folyóvizeink – a természetes és mesterséges vízfolyásokat együtt véve – kb. 510 km²-t tesznek ki. Ebből a csatornák összterülete mindössze 20 km² (Rakonczay, 1995).

A hazai haltani kutatások döntően természetes vizeink halfaunájának a megismerésére irányulnak. Ezek eredményeként a legtöbb víztér recens halfaunája ismertté vált. Ezzel szemben a mindössze 20 km²-t kitevő mesterséges folyóvizek halfaunájáról jóval kevesebb információval rendelkezünk, csak néhány nagyobb csatornán végeztek halfaunisztikai vizsgálatokat (Kovács, 1998, 2000).

Kutatásaink célja, hogy egy tipikus alföldi csatorna, a Rétközti kettészelő Belfő-csatorna aktuális halfaunájának a megismeréséhez szolgáltatassunk adatokat, bizonyítva, hogy egy mesterséges, elsődlegesen emberi igényeket szolgáló víztér is számos halfajnak szolgálhat élőhelyéül.

A Kárpát-medencében a természeti környezet legnagyobb változásai a folyószabályozásokhoz, mocsárlecsapolásokhoz köthetők. Egykor a Rétköz lakóinak élete, gazdálkodása is a Tisza vízjárásától függött. A foggazdálkodás és az azokhoz kötődő népi mesterségek – csikászat, pákászat, halászat, kosárfonás – az egész térségben általánosak

voltak. A víz által meghatározott élőhelyen igen fajgazdag halállomány és madárvilág élt. Jelenleg a terület legnagyobb vízfolyása a Belfő-csatorna.

Irodalmi áttekintés

A Rétköz vízrendezési időszak előtti képéről és életéről Nyárádi (1938) néprajzi gyűjtőmunkája ad széles körű áttekintést. A folyószabályozások és lecsapolások előtti, mintegy 150.000 hektár területű Rétközt az áradások idején a medréről kilépő Tisza javarészt elöntötte.

A Rétköz vizei különösen gazdagok voltak réti csíkokban. Erről Bellon (2003) írásai is tanúskodnak. A réti csíkok fogásához ezen a vidéken is csíkkast használtak. A Rékfi (1997) által készített földrajzi névmutató számos csíkkal összefüggő településnevet jegyzett fel: Csíkgát (Tuzsér), Csíkverem sziget (Tiszarád), Csíkvermes (Kékcse).

A Belfő-csatorna a Rétköz legnagyobb vízrendezési céllal létesített csatornája. Megépítése az 1846-ban Fényeslitke székhellyel megalakult Felső-szabolcsi Tiszai Ármentesítő és Belvízszabályozó Társulat megbízásából történt. A csatornát 1860 és 1870 között építették ki azzal a céllal, hogy a belvizeket elvezesse, továbbá az ide folyó külvizek távoltartása is a feladatai közé tartozott. A csatorna 53 km hosszan húzódik a Rétközben, Bezdédától Tiszabercelig gyűjti magába a vele összeköttetésben lévő 22 kisebb-nagyobb mellécsatorna vizét, ahol végül a Tiszába emelik át a benne felgyülemelő vizet. Egykor a tiszaberceli szivattyútelep látta el ezt a feladatot, de ma már a megye legrégebbi szivattyútelepe csak műemlékként tekinthető meg. A csatorna öt település tisztított szennyvizét fogadja be. Napjainkban a vízminőséget leginkább ez veszélyezteti (FETVÍZIG, 2009)

Anyag és módszer

A mintavételezéshez 2x2 mm szembőségű kétszárnyas varsát és 2x2, illetve 5x5 mm szembőségű kétközhálót használtunk. Az alkalmazott halászati módszer a rekesztő halászat egy speciális módszere volt. Miután a csatornát keresztben átérő kétszárnyú varsát a vízben rögzítettük, a növényi borítottságtól és a lágyüledék vastagságától függő távolságból a varsa irányába kezdtük húzni a kétközhálót. A háló alinja halászat alatt folyamatosan a fenéken haladt, a felin pedig nem merült a víz alá, így a két háló közé került halak nem tudtak megszökni. A kétközhálót a varsa szájáig húzva az alinnal kezdve kiemeltük majd rögzítettük a partoldalban. Ezt követte a varsa felszedése. Miután felszedtük és kiürítettük a varsát, a kétközháló átvizsgálása következett. Az adatok felvétele után a fogott halak mindegyike sértetlenül került vissza a vízbe.

A vizsgálatokat a Belfő-csatorna kisvárdai szakaszán végeztük. A mintavételekre 2008. májusában 3 alkalommal, valamint októberben 2 alkalommal került sor. A csatornán három jellemző élőhely-típust találtunk, amelyeket a növényi borítottság, annak fajösszetétele, az áramlás, és a mederfenéken lévő lágyüledék vastagsága különböztetett meg. A csatorna vizsgált szakaszán három – különböző élőhelytípust reprezentáló – mintavételi szakaszt jelöltünk ki:

- első (a továbbiakban „A”) mintavételi szakasz a 4-es számú főút Kisvárdára vezető bekötő útjának hídjától balra,
- a második (a továbbiakban „B”) mintavételi szakasz a 4-es számú főút csatornát keresztező hídjára és a szennyvízbefolyó között,
- a harmadik (a továbbiakban „C”) mintavételi szakasz a szennyvíz befolyót követő híd után került kijelölésre (*1. ábra*).

A halközösség természeti értékét a Guti (1993) javaslata szerint határoztuk meg. Az egyes mintavételi pontok és időszakok halközösségeinek összehasonlítására a Jaccard-féle hasonlóság koefficiensét használtuk. A dominanciaviszonyok jellemzésére az alábbi

kategóriákat használtuk: eudomináns (>10%), domináns (5-10%), szubdomináns (2-5%), akcesszórius (1-2%), ritka (<1%).



1. ábra. A mintavételi pontok a Belfő-csatornán
Fig. 1. The sampling spots on the Belfő-canal

Eredmények

Dominanciaviszonyok

A 2008. májusi és az októberi mintavételek során 17 halfaj összesen 620 egyedét fogtuk. Az májusi mintavételkor fogott halegyedek és az élőhelyi paraméterek (sekély felmelegedett víz, dús növényzet) egyértelműen arra engedtek következtetni, hogy mintavételezésünk a legtöbb faj ivásának idején történt. Az ivási aktivitás lehetővé tette, hogy a csatornában előforduló halfajok közül a lehető legtöbbet fogjuk, és ezért a mintavételek kellően reprezentálják a csatorna halfaunájának fajösszetételét (1. táblázat). A *Cobitis elongatoides* nagyobb számú befogott egyede lehetővé tette a faj növekedés vizsgálatát is. Vizsgálatunk a Belfő-csatorna halközösségéről egy „pillanatképet” ad, a további kutatások során lehetőségünk nyílna a halfauna esetleges változásának a megismerésére is.

1. táblázat. A kutatás alatt fogott halfajok összesítő táblázata
Table 1. The cumulative table of the caught fish during the research

Fajok	2008. 05. hó	2008. 10. hó
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+
<i>Alburnus alburnus</i>	+	
<i>Abramis bjoerkna</i>	+	+
<i>Tinca tinca</i>	+	
<i>Pseudorasbora parva</i>	+	+
<i>Rhodeus sericeus</i>	+	
<i>Carassius carassius</i>	+	
<i>Carassius gibelio</i>	+	+
<i>Misgurnus fossilis</i>	+	
<i>Cobitis elongatoides</i>	+	+
<i>Ameiurus melas</i>	+	+
<i>Silurus glanis</i>	+	
<i>Esox lucius</i>	+	+
<i>Lepomis gibbosus</i>	+	+
<i>Perca fluviatilis</i>	+	
<i>Percottus glenii</i>	+	+

A csatorna halközösségének a védett és ritkább fajok is tagjai, viszont számos invazív, hazánkban idegenhonosnak számító faj is jelentős számban fordul elő. Meglepőnek tűnt, hogy a mintavételek során legnagyobb egyedszámban a *Cobitis elongatoides* került elő. A második leggyakoribb halfaj a *Perccottus glenii*, ivadékai még az októberi mintavételkor is előkerültek. Az *Esox lucius* jelenléte az első három mintavétel alkalmával volt jelentős, a fogott csukák fiatal ivadékok voltak. A domináns fajok közé a *Rutilus rutilus* és az *Ameiurus melas* volt sorolható. Természetvédelmi szempontból fontos a *Misgurnus fossilis* szubdomináns mennyisége. A *Carassius gibelio* hasonló élőhelyeken ennél jóval nagyobb tömegben is előfordulhat. Az akcesszórius és ritka kategóriákba néhány kis egyedszámban előkerült, a halközösség összetételét színesítő halfaj került, melyek közül a *Carassius carassius*, *Tinca tinca*, a *Rhodeus sericeus* és a *Silurus glanis* természetvédelmi szempontból is jelentős. Az összes mintavételre számított dominanciaértékeket a 2.táblázat szemlélteti.

2. táblázat. A halközösség összesített dominanciaviszonyai
Table 2. The cumulative dominance relations of the fishcommunity

Kategória (categories)	Fajok (species)	%
eudomináns (eudominant)	<i>Cobitis elongatoides</i>	36,41
	<i>Esox lucius</i>	11,88
	<i>Perccottus glenii</i>	16,60
domináns (dominant)	<i>Rutilus rutilus</i>	8,30
	<i>Ameiurus melas</i>	5,66
szubdomináns (subdominant)	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	4,70
	<i>A. bjoerkna</i>	3,01
	<i>Carassius auratus</i>	3,77
	<i>Misgurnus fossilis</i>	4,71
akcesszórius (accesory)	<i>Carassius carassius</i>	1,13
	<i>Lepomis gibbosus</i>	1,69
ritka (rare)	<i>Alburnus alburnus</i>	0,18
	<i>Tinca tinca</i>	0,37
	<i>Pseudorasbora parva</i>	0,75
	<i>Rhodeus sericeus</i>	0,37
	<i>Silurus glanis</i>	0,18
	<i>Perca fluviatilis</i>	0,18

Fajazonosság

A halfajok élőhellyel szemben támasztott igényeinek ismeretében a fajazonossági vizsgálatok elég informatívak a különböző mintavételi szakaszok adottságait illetően. A három jellemző élőhelytípus fajazonossági viszonyait a 3. táblázat mutatja be.

3. táblázat. Az egyes mintavételi pontok halközösségének fajazonossága
Table 3. The fish community's species identity of individual sampling points

Összehasonlított szakaszok (compared sampling sections)	Fajazonossági érték (species identity value)	Közös fajok (common species)
A-B	58,82%- részleges fajazonosság 58,82%- partial species identity	<i>Rutilus rutilus</i> , <i>Cobitis elongatoides</i> , <i>Ameiurus melas</i> , <i>Esox lucius</i> , <i>Perccottus glenii</i>
A-C	36,36%- kismértékű fajazonosság 36,36%- small-scale species identity	<i>Cobitis elongatoides</i> , <i>Perccottus glenii</i>
B-C	42,86 %- részleges fajazonosság 42,86%- partial species identity	<i>Cobitis elongatoides</i> , <i>Lepomis gibbosus</i> , <i>Perccottus glenii</i>

Az eredményeket látva kijelenthető, hogy három jellemző élőhelytípust alakítottak ki a környezeti adottságok (áramlás, lágy üledék, növényi denzitás). Figyelemre méltó, hogy egy viszonylag rövid csatornaszakaszon (körülbelül 1,5 km) három, mozaikosan elkülönülő élőhelytípus alakult ki. A halak az élőhelyi igényeiknek megfelelő víztípushoz ragaszkodnak.

4.2. A halközösség természeti értéke

Az általunk kapott eredményt összehasonlítottuk más szerzők vizsgálatainak eredményeivel (4. táblázat). A halközösség abszolút és a relatív természetvédelmi értéke a legalacsonyabb az összehasonlított vizek között. A Belfő-csatorna a felsorolt vizek közül a legkisebb kiterjedésű, így nem meglepő, hogy kevesebb halfajnak ad otthont. Viszont figyelemre méltó, hogy a vizsgálatok során három olyan ritka halfaj is előkerült (*Tinca tinca*, *Carassius auratus*, *Misgurnus fossilis*), amelyek országos, sőt európai szinten is kiemelt természetvédelmi jelentőséggel bírnak. Igaz, hogy a ritka fajok száma elmarad a többiekétől, de némelyik ezek közül (*Cobitis elongatoides*) igen nagy egyedszámban került elő a vizsgálat során.

4. táblázat. A Belfő-csatorna abszolút (T_A) és relatív (T_R) természetvédelmi értékeinek összehasonlítása más kutatások eredményeivel
Table 4. The absolute (T_A) and relative (T_R) nature conservational worth of the Belfő-canal compared to the result of other researches

Víztestek	T_A	T_R	Hivatkozás (Reference)
Felső-Tisza (Upper-Tisza)	88	2,05	Györe et al. (1995)
Tisza-tó (Lake Tisza)	71	1,51	Juhász, Harka (2003)
Keleti-főcsatorna (Keleti-archcanal)	66	1,61	Kovács (1998)
Hortobágy-Berettyó	51	1,38	Sallai (1996)
Dél-Nyírség (South-Nyírség)	27	1,08	Juhász, Sallai (2001)
Belfő-csatorna (Belfő-canal)	17	1,06	Jelen vizsgálat

Értékelés

A vizsgálat összesített eredményeit legnagyobb mértékben a növényirtás befolyásolta. A csatorna-karbantartás halközösségre gyakorolt hatásait és természetbarát technológiák alkalmazását Hans (1981), Meyer (1987) és Bless (1985) is taglalja munkáiban. A növényirtás előtt nagy tömegben előforduló *Cobitis elongatoides*, és a rendszeresen előforduló *Misgurnus fossilis*, a ritka előfordulású *Carassius carassius* és *Tinca tinca* egyetlen egyede sem került elő. A májusban kimutatott 16 halfaj közül októberben mindössze négy került elő a növényirtással bolygatott „A” szakaszon, ezek közül három adventív volt. A növényirtás tehát olyan élőhelyet hozott létre, amely nem elégíti ki azoknak a természetvédelmileg jelentős halfajoknak az élőhelyi igényeit, amelyek addig nagy egyedszámban fordultak elő az adott élőhelyen.

A legszembetűnőbb az amurgéb gradációja a kaszálás után. Bár a növényzettel sűrűn benőtt vizeket preferálja (Harka és Sallai, 1999), mégis a növényzet lekaszálása után került elő a legnagyobb tömegben. Továbbá figyelemre méltó az is, hogy az októberi mintavétel alkalmával a faj ivadék egyedei is előkerültek, tehát a tágtűrűsű amurgéb élőhelyi igényeit egy kaszálással degradált élőhely is kielégíti, sőt az októberre lehűlt vízben, növényzet hiányában is képes szaporodni.

A csatorna halközösségének összetételét a csatorna közelében elhelyezkedő halastavak, horgásztavak és csatornák halfajai is befolyásolják. A vizsgálat során ezt a következtetést támasztja alá, hogy a Harka (1997) által tartós fennmaradásának várható *Ameiurus melas* fajnak kizárólag adult egyedeit fogtunk, amelyek vélhetőleg egy „A” mintavételi

szakaszhoz közeli horgásztóból származnak. A vizsgálat alatt előkerült *Silurus glanis* esetében is hasonló okok magyarázzák az előfordulást.

Összességében elmondható, hogy a Belfő-csatorna nemcsak azért bír természetvédelmi jelentőséggel, mert több védett és ritka halfajnak ad otthont, hanem azért is, mert ezek közül a *Misgurnus fossilis* és a *Cobitis elongatoides* bizonyítottan szaporodóképes, önfenntartó állományba él ebben a vízben, utóbbi igen nagy egyedszámban.

Irodalom

- Bellon T. (2003): A Tisza néprajza. Ártéri gazdálkodás a tiszai Alföldön. *Timp Kft.*, Budapest, 230 pp.
- Bless R. (1985): Zur Regeneration von Bächen der Agrarlandschaft. *Schriftenteihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 26*. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie.
- Guti G. (1993): A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értérendszer. *Halászat*, 86/3: 141-144.
- Györe K. (1995): Magyarország természetesvízi halai. *Környezetgazdálkodási Intézet TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat*. Budapest, 339.
- Györe K., Sallai Z., Csikai Cs. (1995): A Tisza magyarországi felső szakaszának halfaunája. *Halászat*, 88/4: 144-148.
- Harka Á. (1997): Terjed a vizeinkben a fekete törpeharcsa. *Halászat*, 90/3: 109-110.
- Harka Á., Sallai Z. (1999): Az amurgéb (*Perccottus glehni*) morfológiai jellemzése, élőhelye és terjedése Magyarországon. *Halászat*, 92/1: 33-36.
- Juhász L., Harka Á. (2003): A Tisza-tó és halfaunája védelme. *A debreceni Déri Múzeum évkönyve* 23-47.
- Juhász L., Sallai Z. (2001): A Dél-Nyírség halfaunája. *A debreceni Déri Múzeum évkönyve* 17-45.
- Kovács B. (1998): A Keleti-főcsatorna halfaunisztikai felmérése. *Halászat*, 91/1: 8-11.
- Meyer E. (1987): Der Einfluß einer mechanischer Entkrautungmaßnahme auf Hydrographie, Chemie und Makrozoobenthon eines Entwässerungsgrabens. *Wasser und Boden* 2. 75-80.
- Nyarády M. (1938): A Rétköz régi halászata. *Etnographia* 59, 230 pp.
- Sallai Z. (1996): A Hortobágy-Berettyó halai. *A Puszta* I. 12: 58-72.

**A MAGYAR ÉS A NÉMET BUCÓ (ZINGEL ZINGEL, Z. STREBER L.)
ELTERJEDÉSI MINTÁZATÁNAK VÁLTOZÁSA A ROMÁNIAI EREDETŰ
CIANIDSZENNYEZÉS HATÁSÁRA A TISZA MAGYARORSZÁGI FELSŐ
SZAKASZÁN**

**CHANGES OF THE DISTRIBUTION PATTERNS OF ZINGEL (ZINGEL ZINGEL)
AND STREBER (Z. STREBER) IN THE UPPER HUNGARIAN REACH OF RIVER
TISZA AS A RESULT OF A CYANIDE POLLUTION OF ROMANIAN ORIGIN**

GYÖRE Károly, JÓZSA Vilmos

Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas, gyorek@haki.hu, jozsav@haki.hu

Kulcsszavak: biotikus homogenizáció, visszatelepülés, habitat eltolódás

Keywords: biotic homogenization, recolonization, habitat shift

Összefoglalás

A magyar bucó (Zingel zingel) és a német bucó (Zingel streber) állomány nagyságának és elterjedésének változását a 2000. februári cianidszennyezés után kezdtük el vizsgálni a Tisza felső, Tiszabecs és Tuzsér közötti szakaszán. Öt mintaterületet jelöltünk ki, melyek közül kettő a mérgező anyagot Tiszába szállító Szamos torkolata felett fekszik (Tiszabecs és Tivadar), három pedig a mellékfolyó torkolata alatt (Vásárosnamény, Tiszaadony és Tuzsér).

A halközösséget közel azonos kiterjedésű folyószakaszokon, elektromos halászatokkal mintáztuk. A 2000 májusától 2009 júniusáig terjedő időszakban 13 mintavétel-sorozatra került sor. A monitoring során összesen 486 Zingel zingel és 69 Zingel streber egyedet gyűjtöttünk, ami a teljes halközösség 1,81, illetve 0,25 százaléka. A reofil német bucó relatív abundanciája minden mintaterületen kisebb volt, mint az oligoreofil magyar bucóé.

Az egyes években mintaterületenként jelentős eltérést mutatott a bucófajok egyedszámának az aránya. A két faj abundancia- és elterjedési adatait hasonlítottuk a cianidszennyezés előtti időszak (1993-1996) eredményeihez.

Az 1993 és 1996 közötti elektromos halászatok szerint, ugyanazon mintaterületeken, a magyar bucó és a német bucó egyedszámának az aránya 95:5 volt. A szennyezést követően a Szamos-torkolat alatti szakaszon valószínűsíthetően teljesen elpusztult a magyar bucó állománya, és a megüresedett élőhelyet a szennyezés által nem érintett, torkolat feletti szakaszról lehiúzódó német bucó egyedek foglalták el időlegesen.

2000 és 2005 között az összes mintában a két bucófaj egyedszám aránya 75:25 volt. 2005-től kezdődően egy lassú visszarendeződést lehetett regisztrálni, világosan megfigyelhető volt, hogy a német bucó populáció alsó elterjedési határa, illetőleg a magyar bucó populáció elterjedési góca fokozatosan visszahúzódott a folyó Szamos-torkolat feletti szakaszára. A folyamat eredményeként 2005 és 2009 között a magyar bucó és a német bucó átlagos egyedszámának aránya az öt mintaterületen 95:5-re módosult, ami már közel áll a cianidszennyezés előtti állapothoz.

Summary

We started studying the changes in stock size and distribution of zingel (Zingel zingel) and streber (Zingel streber) in the upper reach of River Tisza, between Tiszabecs and Tuzsér, after the cyanide pollution of February 2000. Five sampling areas were designated, two of which (Tiszabecs and Tivadar) were situated upstream, and three (Vásárosnamény, Tiszaadony és Tuzsér), downstream of the mouth of River Szamos that had transported the toxicant to the Tisza.

The fish communities were sampled in river reaches of approximately the same area by electric fishing. 13 sampling series were done in the period from May 2000 to June 2009. A total of 486 Zingel zingel and 69 Zingel streber were collected, which equals 1.81% and 0.25%, respectively, of the entire fish community. The relative abundance of the rheophilic streber was lower in all sampling areas than that of the oligoreophilic zingel.

The abundance ratio of the two species in the different sampling areas varied significantly between the years. The abundance and distribution data of the two species were compared with our results from the pre-pollution period (1993-1996).

On the basis of the electric fishing events done between 1993 and 1996, the zingel:streber abundance ratio was 95:5 in the same sampling areas. The zingel stock downstream of the Szamos mouth was probably totally eliminated after the pollution and the deserted habitats were temporarily occupied by streber drifting downstream from upper reaches unaffected by the pollution.

The pooled abundance ratio of the two species in all samples was 75:25 between 2000 and 2005. A short restoration of the previous state could be registered starting from 2005. It was clearly observable that the downstream limit of the distribution range of streber and the core area of zingel's distribution gradually receded to the river reach situated upstream of the Szamos mouth. The average zingel/streber abundance ratio in the five sampling areas has changed to 97:3 between 2005 and 2009, which is already close to the pre-pollution state.

Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben világszerte gyakorivá váltak a természetes vizekben a cianid-szennyezések, pl. az amerikai Summitville-nél 1992-ben (Plumlee et al., 1995), és a Zortman-Landusky bányánál Montana államban (Duncan, 1998), a guayanai Omai folyóban (Hilson et Monhemius, 2006), a japán Shizouka-nál (Masayuki et al., 1981), a Donana Nemzeti Parkban, az Aszuman folyón (Tóth, 2002).

A 2000. év januárjának végén a nagybányai (Baia Mare, Románia) AURUL vállalatnál a ciántartalmú szennyvizet ülepítő tározó gátjának átszakadása következtében mintegy 100.000 m³ magas ciánkoncentrációjú és réztartalmú víz került a Săsar (Zazár) és Lăpuș (Lápos) patakok közvetítésével a Szamosba, majd a Tiszába. A szennyezés alapvetően cianid tartalmú fém-komplexekből tevődött össze. A magyar országhatárt a szennyezett víztömeg Csengernél február 1-jén lépte át, a teljes átvonulás 12 napig tartott, és csak február 12-én a hajnali órákban hagyta el az országot, szennyezve a Tisza szerb szakaszát, és később a Dunát, a Fekete-tengert. Az anyagmérleg-számítások alapján kb. 100-120 tonna cianid került az említett vízfolyásokba. A Szamos magyar szakaszán az átvonulási intervallumban az összes cianidtartalom csúcserőteke 32,6 mg/l, a két vízfolyás torkolata alatt 15,0 mg/l volt. Ez az érték nagyságrendekkel haladta meg a magyar felszíni vizes szabványban a legrosszabb minőségű vízre előírt 0,1 mg/l-es, valamint a vízi élővilág számára mérgező 0,2 mg/l-es értéket.

Az Egyesült Nemzetek Szervezete Környezetvédelmi (United Nations Environment Programme), és Emberi Jogi Programirodája (Office for the Co-ordination of Humanitarian Affairs) független szakértők tényfeltáró munkája alapján részletes jelentést állított össze a cianidszennyezés okairól és következményeiről közvetlenül a baleset bekövetkezése után, 2000. márciusában (UNEP/OCHA Assessment Mission, 2000). A kezdeti felmérések az érintett vízfolyások élővilágának súlyos károsodását igazolták. A Szamos magyarországi szakaszán, valamint a Tiszának a Szamos torkolata alatti, Vásárosnamény és Tokaj közötti szakaszán a cianid csúcserőteke alapján valószínűsíteni lehetett a halközösség teljes, 100%-os pusztulását. A jégborítottság miatt a halpusztulás tényleges mértéke a kérdéses területen nem volt megállapítható (Szőke és Imre, 2000).

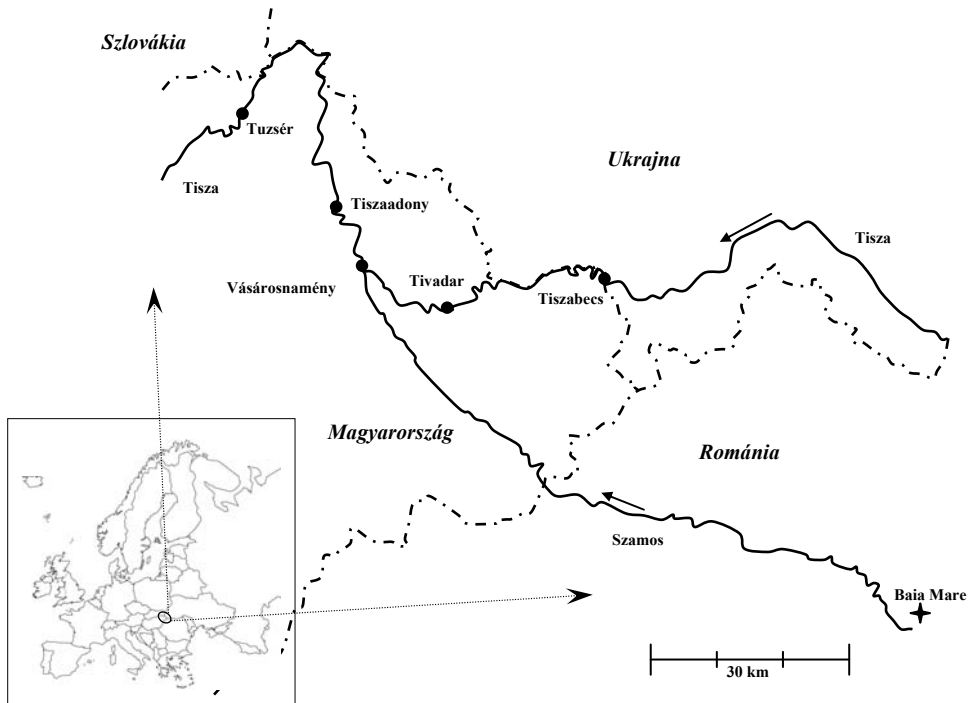
A magyar bucó tiszai populációjának legfontosabb élőhelye a cianidszennyezés által elsőként érintett területen található (Harka et al., 1999). 2000 májusától kezdődően vizsgáltuk az adott Tisza szakaszon a halközösség minőségi és mennyiségi összetételét. Meghatároztuk, hogy a magyar bucó (*Zingel zingel*) állomány nagysága, elterjedési területe hogyan változott meg a cianidszennyezés hatására az 1993-1996 évekében tapasztalható képest, valamint a több éves (2000-2009) monitoring során figyelemmel kísértük, milyen sikerrel történt meg a populáció regenerálódása.

Mintaterület

A Tisza vízgyűjtő területe öt országot érint: Ukrajna, Románia, Magyarország, Szlovákia és Szerbia. A 946 km hosszú 157.200 km² vízgyűjtőterülettel rendelkező folyó a Duna legnagyobb mellékfolyója. Magyarországhoz a folyó 160-745 fkm-ek közötti szakasza tartozik. A Szamos a Tisza második legnagyobb mellékfolyója, 415 km-es teljes hosszából csak 50 km esik a magyar határon belülre (Lászlóffy, 1982). A folyó az Erdélyi-medence északi részének vizeit fogja össze. A Szamos teljes vízgyűjtő területe összesen 15.882 km², vízhozama a sokévi átlag szerint 111 m³/s, míg beömlése helyén a Tisza 203 m³/s mennyiségű vizet szállít (Somogyi, 2003).

A Tisza mederesése Tiszabecs (745 fkm) és a Szamos torkolata (Vásárosnamény, 686 fkm) között 23,4 cm/km, Vásárosnamény és Tuzsér (616 fkm) között már csak 9,41 cm/km. (Végh, 1999). A Tisza Tiszabecs-Tuzsér szakaszán öt mintaterületet jelöltünk ki (*1. ábra*), ezek közül kettőt a Szamos torkolata felett, a cianidszennyezés által nem érintett folyószakaszon. Az egyes mintaterületek leírásakor megadtuk a hely nevét (legközelebbi

települést), jeleztük a vizsgált szakasz kiterjedését (fkm), a víz áramlási sebességét, a mederanyag minőségét, méretét, az emberi behatás fokát. Feljegyeztük a mintaterület GPS-szel (Garmin GPSMap 170C) meghatározott felső és alsó pozícióját (N/Edd°mm'ss.ss"). A vízáramlással összefüggő fogáshatékonyság figyelembevételével az első (Tiszabecs) mintaterület hosszát 6.000, a többiét 2.000 m-ben határoztuk meg, de a ténylegesen halászott szakasz minden esetben 2.000 m volt.



1. ábra. Az 5 mintahely a Tisza magyarországi felső szakaszán
 Fig. 1. Location of the 5 fish sampling areas in the Hungarian upper reach of River Tisza

Tiszabecs (743-737 fkm)

N48°06'42,60"/E22°49'47,84" - N48°06'59,31"/E22°47'34,37",
 közepes vízállásnál mért vízsebesség: 0,2-0,6 m/sec,
 mederanyag: kavics, Ø = 20-50 mm,
 humán behatás a mintahelyen: természetes.

Tivadar (707-705 fkm)

N48°04'05,98"/E22°32'01,66" - N48°03'36,97"/E22°30'51,47",
 közepes vízállásnál mért vízsebesség: 0,2-0,4 m/sec,
 mederanyag: homok, Ø = 0,15-0,59 mm,
 humán behatás a mintahelyen: gyengén zavart.

Vásárosnamény (687-685 fkm)

N48°06'59,10"/E22°21'13,52" - N48°07'19,87"/E22°20'10,84",
 közepes vízállásnál mért vízsebesség: 0,2-0,4 m/sec,
 mederanyag: homok, Ø = 0,06-0,42 mm,
 humán behatás a mintahelyen: módosult.

Tiszaadony (669-667 fkm)

N48°13'07,63"/E22°16'26,68" - N48°14'00,54"/E22°16'41,68",
közepes vízállásnál mért vízsebesség: 0,2-0,3 m/sec,
mederanyag: homok, Ø = 0,06-0,42 mm,
humán behatás a mintahelyen: módosult.

Tuzsér (618-616 fkm)

N48°21'22,07"/E22°06'26,44" - N48°20'25,92"/E22°06'09,12",
közepes vízállásnál mért vízsebesség: 0,1-0,2 m/sec,
mederanyag: homok, Ø = 0,22-0,36 mm,
humán behatás a mintahelyen: módosult.

Mintavételek

A halközösség monitorozását 2000 májusa és 2009 júniusa között 13 mintavétel-sorozat alkalmával végeztük. 2000-ben 2 (tavasz és őszi), 2001-ben 3 (1 tavasz és 2 őszi), 2002-ben 1 (tavasz), 2005-ben 2 (tavasz és őszi), 2006-ban 2 (tavasz és őszi), 2007-ben 1 (tavasz), 2008-ban 1 (őszi) és 2009-ben 1 (tavasz) alkalommal mintáztuk 2-3 nap alatt mind az öt mintaterületet. 2003-ban és 2004-ben szünetelt a monitoring. A halászatokat egy műanyag csónakba telepített Hans Grassl gyártmányú, EL63 II típusú, pulzáló egyenáramot szolgáltató, robbanómotoros meghajtású elektromos halászgéppel végeztük (300 V és 10 A). A fogott halakat meghatározásuk és megszámlálásuk után visszahelyeztük az eredeti élőhelyükre. Az adatokat azonnal, még a helyszínen egy digitális diktafon (Olympus WS 200S) segítségével rögzítettük.

Eredmények

A monitoring során összesen 486 *Z. zingel* és 69 *Z. streber* egyedét gyűjtöttünk. A vizsgált öt mintaterület összesített halközösségében a relatív abundancia alapján a magyar bucó a 6. leggyakoribb faj volt 1,81 egyedszázalékkal. A 42 fajú listán csak az *Alburnus alburnus* (67,65%), a *Squalius cephalus* (10,30%), az *Alburnoides bipunctatus* (4,02%), a *Chondrostoma nasus* (3,64%) és a *Barbus barbus* (2,46%) előzi meg. A német bucó a relatív abundanciája alapján (0,25%) a 18. a közös fajlistán. A folyó vizsgált szakaszán két alkalomtól eltérően (Tiszabecs térségében 2000 októberében, és 2005 szeptemberében), minden mintaterületen és mintavételkor a reofil német bucó egyedszáma kevesebb volt, mint az oligoreophil magyar bucóé. Az egyes években mintaterületenként is jelentősen eltérően alakult a két faj egyedszámaránya (*I. táblázat*). A cianidszennyezés évében a tavaszi és az őszi mintázás eredményét a nagyfokú és jellegzetes különbségek miatt külön értékeltük. A többi esetben éves átlagokat vettünk figyelembe.

2000-ben a májusi gyűjtés mintánkénti átlaga 1,2 *Z. zingel* és 0,2 *Z. streber* egyed volt. Ugyanazon év októberében számottevően több magyar bucó egyedét figyeltünk meg a mintaterületeken, a mintánkénti átlag 10,6 volt. Növekedett a német bucó egyedszáma is, különösen a Tiszabecsi szakaszon. Utóbbi faj egyedeit a vásárosnaményi és a tuzséri mintaterületen is megfigyeltük. A két faj egyedszámaránya, a tavaszi és az őszi gyűjtést együttesen figyelembe véve, az öt mintaterületen 78:22 volt (5,9 és 1,7 ind/minta).

A következő évben a mintánkénti egyedszám átlaga mindkét faj esetében valamelyest csökkent, az arány kis mértékben a *Z. zingel* javára változott. *Z. streber* egyedeket csak a Szamos-torkolat feletti két mintaterületen fogtunk. 2002-ben a mintánként gyűjtött magyar és német bucók egyedszáma kevesebb volt, mint a megelőző két évben, miközben a két faj egyedszámaránya tovább javult a *Z. zingel* javára. Abban az évben a *Z. streber* egyedeket Tiszaadony térségéig lehetett megfigyelni. Mintánként legkevesebb egyedét a 2005-ös évben gyűjtöttük, a *Z. zingel* és a *Z. streber* aránya a 2000. évben tapasztaltnal megegyező volt. A német bucó populáció az utolsó két mintaterületen már nem volt kimutatható. 2006-ban a

mintánként gyűjtött magyar bucó egyedek száma jelentősen megnőtt, a német bucó egyedeké viszont drasztikusan csökkent. Így a két faj aránya (*Z. zingel*:*Z. streber* = 94:6) jelentősen módosult a korábbi években tapasztaltakéhoz képest. A *Z. streber* populáció elterjedési határa ebben az évben Tivadarig terjedt. 2007-ben a monitoring során mintánként 8,2 magyar bucó egyedet fogtuk. Az egyedek többségét a legfelső mintaterületen gyűjtöttük, míg a korábbi években ettől eltérően inkább a Vásárosnaménytől Tuzsérig terjedő szakaszon. A német bucó populáció egyedeit már csak Tiszabecs térségében lehetett kimutatni. 2008-ban fogtuk összességében a legtöbb magyar bucót az öt mintaterületen (1. táblázat). A halfaj elterjedési góca a Szamos-torkolat alatti szakaszra volt jellemző. Német bucóból mindössze 5 egyedet tudtunk fogni. A két faj arányát 2008-ban 95:5-nek találtuk. Az utolsó évben volt a magyar bucó-német bucó arány a legmagasabb, 98:2.

1. táblázat. A magyar és a német bucó mintaterületenként gyűjtött egyedszáma 2000 és 2009 között
Table 1. Number of *zingel* and *streber* specimens collected by sampling area (ind/sample) between 2000 and 2009.

	2000. 05.		2000. 10.		2001		2002		2005		2006		2007		2008		2009	
	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.	Z.z.	Z.s.
Tiszabecs	1,0	1,0	3,0	14,0	7,0	6,7	1,0	0	2,0	5,0	3,0	1,5	34,0	2,0	19,0	4,0	33,0	0
Tivadar	2,0	0	14,0	0	4,0	0,3	5,0	2,0	3,5	1,0	0,5	0,5	1,0	0	0	0	0	0
Vásárosnamény	3,0	0	10,0	1,0	14,7	0	11,0	1,0	4,0	0,5	15,5	0	4,0	0	28,0	1,0	9,0	1,0
Tiszaadony	0	0	8,0	0	1,7	0	5,0	1,0	6,0	0	11,0	0	2,0	0	19,0	0	6,0	0
Tuzsér	0	0	18,0	1,0	1,7	0	3,0	0	7,5	0	4,5	0	0	0	34,0	0	4,0	0
összesen	6	1	53	16	87	21	25	4	46	13	69	4	41	2	100	5	52	1
db/minta	1,2	0,2	10,6	3,2	5,8	1,4	5,0	0,8	4,6	1,3	6,9	0,4	8,2	0,4	20,0	1,0	10,4	0,2
Arány (rate)	86:14		77:23		81:19		86:14		78:22		95:5		95:5		95:5		98:2	

A 2001., átmenetinek tekinthető év után, 2005-től kezdődően világosan megfigyelhető, hogy a *Z. streber* populáció alsó elterjedési határa fokozatosan visszahúzódott a folyó felsőbb szakaszára, valamint a két faj aránya stabilizálódott egy 95:5 körüli értéken.

Értékelés

Egy-egy súlyosabb diszturbációs esemény után rendszerint spontán megindul a természetes regenerációs folyamat. Ez sok esetben kellő idő elteltével az eredetihez hasonló fajösszetételű közösség kialakulását eredményezi. A Rajna felső folyásán a halközösség újjáépülését kísérték figyelemmel több éven keresztül (Lelek, 1989; Lelek et Köhler, 1990; Lelek et Buhse, 1992). Az diszturbáció előtti 47 őshonos halfajból 40 taxont már a regeneráció első időszakában is megtaláltak. Később beigazolódott, hogy a súlyos szennyezés ellenére egyetlen faj sem tűnt el az 1986 előtti halközösségből. Az állománycsökkenést a mellékfolyókból és az oldalágakból bevándorló egyedek nagyon gyorsan kompenzálták. Ugyanez volt megfigyelhető több halfaj esetében a Tisza felső szakaszán is a cianidszennyezés után. Niemi és munkatársai (1990) több mint 150 esettanulmány alapján arra következtettek, hogy egy viszonylag rövid ideig tartó diszturbancia után a visszatelepülés ideje gerinctelenek esetében 18 hónapon, halak esetében pedig 5 éven belül megtörténik. Zsuga (2000), ill. Gulyás (2004) vizsgálatai szerint a cianidszennyezés levonulása után már néhány nappal megindult a Tisza zooplanktonjának újranevelése. A szennyezés mértéke alapján, és az elpusztult hosszú életű és nagytestű halfajok egyedeit látva, a magyar biológusok 10-15 évben határozták meg a tiszai halközösség regenerációjának időtartamát. Feltételezhetően egy kisebb patakhoz képest a Tisza súlyos diszturbációja után a rekolonizáció ideje hosszabb (Harka, 2000). Ugyanakkor nem hagyhatjuk figyelmen kívül, hogy egyrészt az akut cianidszennyezésnek nem volt visszamaradó hatása, valamint a nagyobb vízfolyások életközösségének rugalmas ellenálló

képessége egy gyorsabb felépülést tesz lehetővé. A regeneráció időtartamát az is rövidítette, hogy a 2000. év tavaszának árvizével az a szaporodásra képes szülői állomány, amely a szennyezés után megmaradt, ill. a refúgium területekről a Tiszába visszajutott, ideális ivási feltételekhez jutott (Nagy et al., 2001; Kovács et al., 2001).

A visszatelepülés sokszor bonyolult folyamatát jól szemlélteti a tiszai bucóállományok elterjedési mintázatának változása a szennyezés után. A *Zingel* genusba, a valószínűleg kihalt *Z. balcanicus* fajon kívül Európában három faj tartozik. Az apron (*Z. asper*) a Rhône vízgyűjtőjéről ismert, a *Z. streber* és a *Z. zingel* pedig a Duna és a Dnyeszter vízrendszerében él (Kottelat et Freyhof, 2007). A Tisza folyóban a cianidszennyezés előtt mind a magyar, mind pedig a német bucónak stabil állománya volt. Mindkét faj tipikus élőhelye a gyors áramlású vízfolyások kavicsos, homokos medrű szakaszán található. A *Z. streber* eredetileg a Tiszában Nagyszőlőstől lefelé viszonylag gyakori volt (Harka et al., 1999), de előfordult Máramarossziget környékén (Béres et Ardelean, 2000), valamint az Iza (Béres, 1990) és a Visó (Vișeu) folyókban is (Homei, 1963). A *Z. zingel* a Tiszában Tiszabecstől Záhonyig volt gyakori (Harka et al., 1999; Györe et al., 1999), azaz a folyó alsóbb szakaszára volt jellemző az előfordulása. A két faj 1993-1996 között a Tisza magyarországi felső szakaszán csak Tiszabecs és Tivadar települések által határolt szakaszon volt együtt jelen a halközösségben (2. táblázat).

2. táblázat. Mintaterületenként gyűjtött magyar és német bucó egyedek száma a cianidszennyezés előtt és után
Table 2. Number of *zingel* and *streber* specimens collected by sampling area (ind/sample) before and after the cyanide spill

Mintahely	1993-1996 (Györe et al 1999)		2000-2005 (jelen tanulmány)	
	<i>Zingel zingel</i>	<i>Zingel streber</i>	<i>Zingel zingel</i>	<i>Zingel streber</i>
Tiszabecs	37,6	2,3	3,8	5,6
Tivadar	3,0	0,1	5,0	0,6
Vásárosnamény	3,0	0	9,5	0,4
Tiszaadony	3,4	0	3,8	0,1
Tuzsér	0,1	0	5,1	0,1
Ind/minta	8,9	0,5	5,4	1,4
<i>Z. zingel</i> : <i>Z. streber</i>	95:5		80:20	

A mintánkénti *Z. zingel* egyedszám a folyó tiszabecsi szakaszán volt a legnagyobb, ez Tuzsér irányába trendjében csökkenő volt. A *Z. streber* populáció egyedeit csak Tivadar körzetéig találták meg. A faj mintánkénti egyedszáma jóval alacsonyabb volt, mint a magyar bucóé. A vizsgált öt mintaterületen a magyar bucó – német bucó átlagos egyedszámaránya 95:5 volt. A cianidszennyezés következtében a Szamos torkolata alatti Tisza szakaszon a *Z. zingel* populáció nagysága jelentősen megcsappant. 2000. május végén az első halászat alkalmával a mintánkénti *Z. zingel* egyedszám nagyon alacsony volt (1. táblázat). Az őszi mintázás során a mintánkénti egyedszám számottevően, egy nagyságrenddel megnőtt. Ugyanezen időszakra Nagy és munkatársai (2001) is a magyar bucó bőséges fogásáról számolnak be Vásárosnamény térségéből. Véleményünk szerint a *Z. zingel* Szamos-torkolat alatti megnövekedett fogása azt igazolja, hogy a felsőbb szakaszokról (Tiszabecs, Tivadar) a faj a megüresedett élőhelyekre levándorolt. Ezt a tényt bizonyítja az is, hogy a tiszabecsi szakaszon a korábbi időszakhoz képest csökkent a mintánként fogható *Z. zingel* egyedszám.

A cianidszennyezést megelőző időszakban a felső-tiszai magyar bucó állománynak nagyobb hányada volt kimutatható a Szamos torkolata felett, mint alatta (86:14). A diszturbáció után 2000-2005 között a habitat eltolódása következtében az arány számottevően módosult (32:68), ami 2006-2009 között is fennmaradt (35:65). A *Z. streber* habitat-eltolódással magyarázható levándorlása a Szamos-torkolat alatti szakaszra először az

októberi időszak mintavétele alapján mutatható ki. A cianidszennyezés utáni időszakban, 2000-2005 között mintánként átlagosan 5,4 *Z. zingel* egyedet lehetett fogni (2. táblázat). Ez a szennyezés előttinek 66%-a. A mintákban a *Z. streber* egyedek száma viszont több mint kétszeresére növekedett. Az időszak alatt jellemző *Z. zingel* és *Z. streber* egyedszamarány 80:20 volt, ami jelentősen különbözött az 1993-1996 között tapasztalt aránytól. A 2006-2009 évek mintavételeikor a két faj előfordulási mintázata és mintaterületenkénti aránya már a szennyezés előtti arányhoz hasonló.

Irodalom

- Béres, I. 1990. Influența zonelor umede în repartiția și conservarea vertebratelor din Maramureș. *Rev. Muz. București*, 5: 65-72.
- Béres, I. Ardelean, G. 2000. A Tisza folyó határszakaszának jelentősége Máramaros halfaunájának megőrzésében (The importance of Tisza River reach along the state border into the maintenance of the fish fauna of the Máramaros region). *Crisicum*, 3: 189-194.
- Duncan, D. J. 1998. The War for Norman's River. *Sierra Magazin*, 1998 may/jun.
- Gulyás, P. A Rotatoria és a Crustacea plankton biodiverzitás monitorozása a Tiszabercel Balsa közötti Tiszaszakaszon és holtágaiban. *Vízügyi Közlemények*, 86: 497-510.
- Györe, K., Sallai, Z. Csikai, Cs. 1999. Data to the fish fauna of river Tisa and its tributaries in Hungary and Romania. In: Hamar, J., Sárkány-Kiss, A., eds. The Upper Tisa Valley. *Tiscia mon. series*, Szeged, 455-470.
- Harka, Á., Bănărescu, P.M., Telcean I. 1999. Fish fauna of the Upper Tisa. In: Hamar, J. et Sárkány-Kiss, A., eds. The Upper Tisa Valley. *Tiscia monograph series*, Szeged, pp. 439-454.
- Harka, Á. 2000. A Szamos és a Tisza halállománya, regenerálódásuk esélyei a cianmérgezés után. *Budapesti Közegészségügy*, p. 295-296.
- Hilson, G., Monhemius, A. J. 2006 Alternatives to cyanide in the gold mining industry: what prospects for the future? *Journal of Cleaner Production*, 14: 1158-1167
- Homei, V. 1963. Fauna piscicolă a râului Vișeu și importanța ocrotirii ei. *Ocotirea naurii*, 7: 129-144.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. *Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany*, pp. 646.
- Kovács, B., Keresztúri, P., Gidó Zs., Kiss, M., Lakatos, Gy. 2001. Ökológiai kutatások a cianiddal szennyezett Keleti- és Nyugati-főcsatorna szakaszokon. (Ecological investigations on the cyanide polluted stretches of the Eastern and Western Main Canals). *Halászatfejlesztés*, 26: 99-109.
- Lászlóffy, V. 1982. A Tisza. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 1-154.
- Lelek, A. 1989. The Rhine River and some of its tributaries under human impact in the last two centuries. - In: Dodge, D.P. (ed): Proceedings of the International Large River Symposium. - *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 1989, 106: 469-487.
- Lelek, A., Buhse, G. 1992. Fische des Rheins - früher und heute. Springer, Heidenberg. ISBN 3-540-53814-3.
- Lelek, A., Köhler, C. 1990. Restoration of fish communities of the Rhine river two years after a heavy pollution wave. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5/1: 57-66.
- Masayuki, Y., Fukushima, S., Shioyama, F., Hasegawa, J., Kasuga, S. 1981. Recovery processes of benthic flora and fauna in a stream after discharge of slag containing cyanide. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 1154-1164.
- Nagy, S. A., Kovács, P., Dévai, Gy., Tóth, L., Malejkó, E., Takács, D. 2001. A Tisza ökológiai állapotának értékelése hossz-szelvényben végzett halfaunisztikai felmérés, ill. nehézfém tartalom meghatározására történt szövetgyűjtés alapján. (Ecological state-estimation of River-Tisza on the basis of a fish-faunal survey performed in length-profile and tissue-collection made for heavy-metal determination). *Halászatfejlesztés*, 26: 77-85.
- Niemi, G. J., DeVore, P., Detenbeck, N., Taylor, D., Lima, A., Pastor, J., Yount, D. J., Naiman, R. J. 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environ. Management*, 14:571-587.
- Plumlee, G. S., Gray, J. E., Roeber, M. M., Coolbaugh, M., Flohr, M., Whitney, G. 1995. The importance of geology in understanding and remediating environmental problems at Summitville. In: Posey, H. H., Pendleton, J. A., Van Zyl, D. eds. Summitville Forum Proceedings, Colorado Geological Survey, *Special Publication* 38: 13-22.
- Szöke, S., Imre, A. 2000. Tájékoztató a Tisza és a Szamos 2000 első negyedévében bekövetkezett rendkívüli szennyezéseiről és hatásairól a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség működési területén. *Budapesti Közegészségügy* XXXII: 227-237.
- Tóth, I. J. 2002. A tiszai ciánszennyezés. Rendszerszemléletű elemzés. Szeged. p. 22-33.
- UNEP/OCHA Assessment Mission, 2000. Cyanide spill at Baia Mare Romania. Geneva, p. 1-57.
- Végh, M. 1999. Preparation proposal for Ramsar site designation. In: Hamar, J. et Sárkány-Kiss, A., eds. The Upper Tisa Valley. *Tiscia monograph series*, Szeged, pp. 9-123.
- Zsuga, K. 2000. A Tisza zooplankton állományának változása a cianidszennyezést követő időszakban. *Budapesti Közegészségügy*, p. 319-321.

A MAGYARORSZÁGI FOLYÓVÍZTESTEK HALKÖZÖSSÉG ALAPÚ MINŐSÍTÉSE

FISH-ASSEMBLAGE-BASED ECOLOGICAL CLASSIFICATION OF HUNGARIAN RIVERS

HALASI-KOVÁCS Béla¹, ERŐS Tibor², HARKA Ákos³, NAGY Sándor Alex⁴,
SALLAI Zoltán⁵, TÓTHMÉRÉSZ Béla⁶

¹SCIAP Kft., Debrecen; ²MTA Balatoni Limnológiai Kutató Intézet, Tihany; ³Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred; ⁴Debreceni Egyetem TTK Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen; ⁵Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen; ⁶Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszék, Debrecen; halasi@t-online.hu, ertib@tres.blki.hu, harkaa@freemail.hu

Kulcsszavak: Víz Keretirányelv, ökológiai állapot, halközösség
Keywords: Water Framework Directive, ecological quality, fish assemblage

Összefoglalás

A Víz Keretirányelv végrehajtási rendeletei Magyarországon is előírják a víztestek biológiai elemek alapján történő minősítését. A biológiai elemek között szerepelnek a halak is. A hazai víztestek halközösségei alapján történő minősítéshez olyan rendszert kellett kialakítani, amely alkalmas egy gyakorlatias rendszer megfelelő kezelésére, figyelembe veszi a hazai víztestek, illetve azok halközösségeinek sajátosságait, ugyanakkor lehetővé teszi az interkalibrációt.

Ennek érdekében az ECOSURV projekt alapadatait felhasználva statisztikai eljárások segítségével kidolgoztuk a folyóvíztestek halközösség alapú minősítését. A kidolgozott minősítő rendszer multimetrikus értékelési eljárás, ahol a változókat a halközösségek ökológiai jellegű csoportjai képezik, és az antropogén hatások összegezve jelennek meg az eredményben. Az elemzések a primer eredmények mellett több, ökológiai szempontból is értékes információt szolgáltatnak a hazai vízfolyások halközösségeire vonatkozóan.

A víztestek minősítése érdekében elkészítettünk egy cca. 31 000 rekordot tartalmazó adatbázist, amely a hazai halkutatások minősítéshez felhasználható kvantitatív alapadatait tartalmazza 1995-2008 közötti időszakban. A folyóvíztestek minősítését 1 457 mintavétel eredményei alapján, összesen 329 víztestre végeztük el.

A minősítési eljárás kidolgozása, illetve a víztestek minősítése több éven keresztül tartó – de véglegesnek korántsem tekinthető – munkájának első fázisa ezzel lezártnak tekinthető. Az elvégzett munka eredményeként a hazai folyóvíztestek halközösség alapú minősítése a Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő színvonalú eredményeket produkált, a hazai folyóvíztestek jelentős hányadának minősítése megtörtént. A rendszer további finomítására a VKI szempontú monitorozás eredményei adnak lehetőséget. A minősítés során elvégzett szakmai munka tudományos szempontból is jelentős, elsősorban a halközösségek struktúrájára vonatkozó új eredményeket hozott.

Summary

The national legislation, pertaining to the Water Framework Directive order the classification of water bodies, based on biological elements. The fish species are also among these biological elements. The expectations for the Hungarian classification system are twofold: on the one hand, it should fulfil the WFD requirements and on the other hand, it has to take into consideration the specific characteristics of water courses and fish assemblages in Hungary, enabling intercalibration.

Based on the data of the ECOSURV project and using statistical methods we have elaborated the fish assemblages based evaluation system for water flows. The classification system (Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes: EQ_{HRF}) is a multimetric index evaluation method, the variables are the ecological guilds of fish assemblages, and the anthropogenic effects are cumulated in the results. Besides the primary results the analyses provided several information concerning the Hungarian riverine fish assemblages also significant from ecological point of view.

In the course of classification of water bodies a database containing app. 31 000 recorded had been compiled. The classification was made for 329 riverine-waterbodies, based on results of 1 457 sampling.

Bevezetés

A Víz Keretirányelv (VKI), valamint annak végrehajtására létrehozott jogszabályok által meghatározottak szerint 2009. év végéig el kell készíteni Magyarország vízgyűjtő gazdálkodási tervét (VGT). A VGT alapját, vagyis a tervezési egységeket képező víztesteken végzendő beavatkozások, intézkedési tervek, valamint az állapot nyomon követés tudományos megalapozását a műszaki adatok mellett – a VKI-ban lefektetett alapelveknek,

megfelelően, újszerű módon – a víztestek biológiai elemek alapján történő állapotértékelése, monitorozása adja. A halak a VKI-ban rögzített indikátor szervezetek közé tartoznak.

A halközösségeken alapuló ökológiai állapotértékelés kialakítása érdekében tett intézkedések közül kiemelendő a 2005-ben elvégzett, országos léptékű ECOSURV projekt. E munka eredményeinek felhasználásával készült el a magyarországi vízfolyások halközösség alapú ökológiai minősítési rendszere (Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes) (Halasi-Kovács és Tóthmérész 2008).

2008-tól kezdődtek meg azok a munkák, amelyeknek célja volt az elkészített minősítési rendszer segítségével, illetve a rendelkezésre álló adatok alapján a hazai folyóvíztestek minősítése. Ezen munka elvégzése a VKI céljainak megvalósítása szempontjából alapvető fontosságú volt. Ugyanakkor az összeállított adatbázis elemzése olyan ökológiai információkat is biztosít, amely jelentős lehet az egyes víztípusok jellemző halközösség struktúrájának jobb megismerése szempontjából.

Anyag és módszer

A hazai vízfolyások halközösségen alapuló ökológiai minősítése

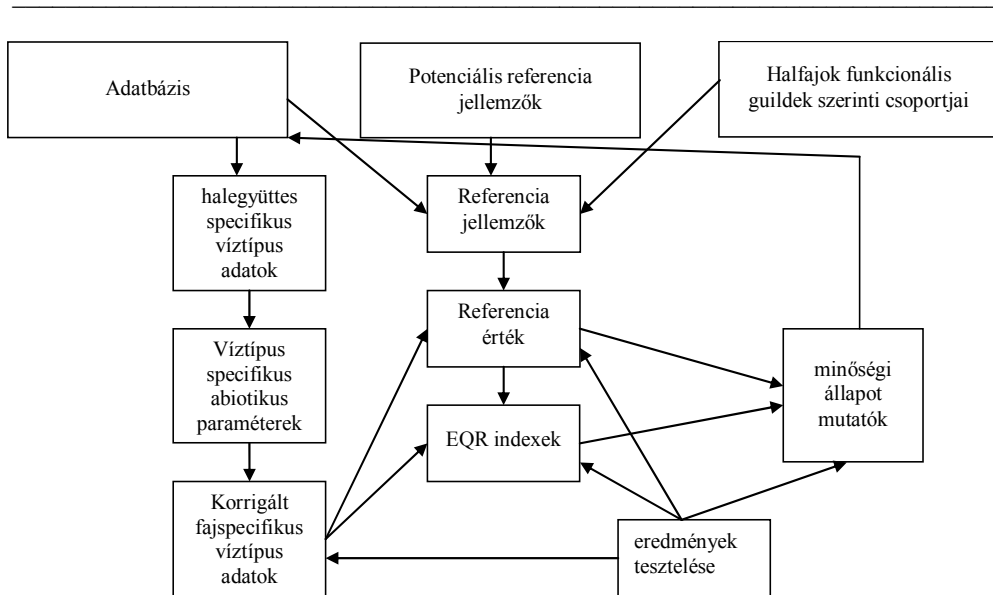
A halközösségekre alapozott biológiai integritásindexet (index of biotic integrity – IBI) Észak-Amerikában patakok degradálódásának jellemzésére dolgozták ki (Karr, 1981), majd a módszert más régiókban is alkalmazták bizonyos módosításokkal (Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Oberdorff és Hughes, 1992; Hughes et al., 1998; Ganasan és Hughes, 1998). A rendszer abban az esetben működik megfelelően, ha a referenciajellemzők jó korrelációt mutatnak az antropogén hatásokra bekövetkező degradációval, valamint az adott víztípus referenciaértékei tükrözik az antropogén hatásoktól mentes állapotot.

A biológiai integritásindex a különböző szupraindividuális szintű és ökológiai tartalmú információk integrálásával viszonylag stabil és egyszerűen kezelhető vízminősítési rendszert biztosít. Ugyanakkor a rendszer alkalmazhatóságának gyenge pontját képezi, hogy Európában igen korlátozott a referenciaértéküként elfogadható, emberi hatásoktól mentes vizek köre.

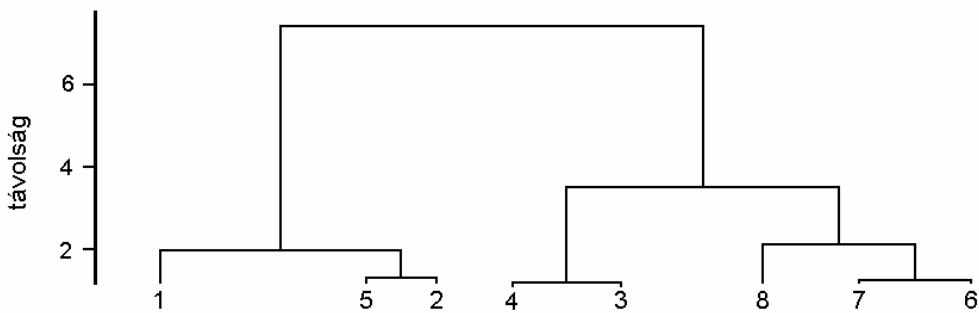
A hazai minősítő rendszerekkel szemben kettős szakmai követelmény fogalmazódik meg. Az első a hazai víztípusokra való teljes körű érvényesség, a másik a VKI előírásainak való megfelelés, interkalibráció biztosítása (Halasi-Kovács és Tóthmérész, 2006). A hazai vízfolyások halközösség-struktúráján alapuló ökológiai minősítő rendszerének elméleti alapjait a biológiai integritásindex szolgáltatja. A kidolgozott minősítő rendszer multimetrikus értékelési eljárás, ahol a változókat a halközösségek ökológiai jellegű csoportjai képezik, és az antropogén hatások összegezve jelennek meg az eredményben (*1. ábra*). Az eredmény számszerűen egy ökológiai minősítő indexszel (Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes: EQI_{HRF}) fejezhető ki.

A minősítő rendszer kidolgozásakor készült el az alapadatok megfelelő szűrés utáni többváltozós statisztikai elemzése segítségével a halközösség alapján elkülöníthető hazai vízfolyástípusok meghatározása (Halasi-Kovács és Tóthmérész, 2006) (*2. ábra*). Az eredmények alapján összesen nyolc csoportot lehetett elkülöníteni:

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



1. ábra. Az EQI_{HRF} kialakításának logikai ábrája
 Fig. 1. Logical figure of the EQI_{HRF}



2. ábra. A hazai folyóvíztestek clustere az ECOSURV projekt adatai alapján
 Fig. 2. Tree diagram of the river-waterbodies in Hungary, based on the data of ECOSURV project

Alapadatok

A korrekt minősítéshez elengedhetetlen, hogy az alapadatok megfelelő minőségűek legyenek. Ez vonatkozik a mintavétel módszerére, valamint annak kivitelezésére egyaránt. Az értékelhető adatok körét az alábbiakban adjuk meg.

- A mintavételi egységnek jellemzőnek kell lennie a víztest egészére.
- A mintavétel napszaka a nappal.
- A mintavétel módszere az elektromos mintavételi eszköz (EME).
- A mintát a víztípusnak megfelelő standard mintavételi hosszon kell venni.
- Gázolható vízfolyásokon a mintavétel a víz sodrásával szemben gázolva, akkumulátoros EME használatával, lehetőleg segédszák alkalmazásával történjen. A mintavétel lehet folyamatos és több alegységből álló, azaz fragmentált is.

- Nagyobb vízfolyásokon csónakból, nagyteljesítményű aggregátoros EME használatával, a mintavételi eszköz sajátosságainak megfelelően, elsősorban a ripális régióban, a víz sodrásával egyező irányban, lehetőség szerint a víz sodrásánál lassabban (nagy vízsebességnél sodrással szemben), az élőhely környezeti adottságainak arányában vett fragmentált mintavételi módszer alkalmazásával történjék.
- A minősítéshez a mintavételi egységben előforduló fajokat, azok pontos egyedszámát, valamint korosztályát (0+; idősebb) szükséges rögzíteni.
- A minősítéshez a 0+ korosztályúnál idősebb egyedek számát kell megadni.
- Amennyiben egy adott fajból csak elsőnyaras ivadék kerül elő, úgy a fajt egyetlen idősebb példánynak megfelelő értékkel kell szerepeltetni a minősítésben.

A minősítendő víztestek között számos olyan vízfolyás szerepelt, amelyre vonatkozóan EME használatával és kétközhalóval gyűjtött adatok is rendelkezésre álltak, így lehetőség nyílt a két mintavételi eljárás összehasonlítására. Mintegy ötven víztestet mindkét adatsor alapján minősítve, megfelelő mértékben hasonló eredményeket kaptunk, ezért azokat a gázolható kisvízfolyásokat, amelyekről elektromos mintavételi adatokkal nem rendelkezünk, a kétközhalós fogási adatok alapján minősítettük.

Azokat az adatokat, amelyek legalább szemikvantitatívként voltak értékelhetők, a mintavételre való alkalmasság és a mintavétel módszere alapján három megbízhatósági kategóriába rendeztük.

Az adatbázis

A minősítéshez szolgáló adatok megfelelő kezelhetősége érdekében szükséges volt az egységes adatbázisforma kialakítása. Ennek a projekt keretén belül használt változatát az *1. táblázat* mutatja be.

*1. táblázat. Az EQI_{HRF} -hez összeállított alapadatbázis
Table 1. The database form for EQI_{HRF}*

Adatcella neve	Adatcella tartalma	Megjegyzés
Víztest neve		
Víztest kódja		
Mintavétel kód		
Mintaegység kód		
Minta alegység kód		
Település		
EOVX felső		Mintaegységre vonatkozóan
EOVY felső		Mintaegységre vonatkozóan
EOVX alsó		Mintaegységre vonatkozóan
EOVY alsó		Mintaegységre vonatkozóan
Víz típus 1.		VKI alapján
Víz típus 2.		Hal alapján (Halasi-Kovács B., Tóthmérész B., 2008)
Fajnév latin		
Auktor		
Fajnév magyar		
Egyedszám		
Korosztály	0+; idősebb	
Testhossz standard	(mm)	
Testtömeg	(g)	
Pontosság	becsült; pontos	
CPUE	(db/1000m)	Mintavétel hossza alapján számított érték.
Egységnyi területre jutó	(1 ha)	Mintavétel hossza és az "effektív szélesség" szorzata alapján

Mintavétel módszere	EME, kétközháló, kopoltyúháló, egyéb	
Megjegyzés1		kopoltyúhálónál a háló típusa, egyéb módszer megnevezése
EME típusa		
Mintavétel stratégiája1.	csónakból, gázolva	(Csak EME esetében kitöltendő)
Mintavétel stratégiája2.	teljes; részleges	(Csak EME esetében kitöltendő)
Mintavétel stratégiája3.	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel; egyirányban visszatartva; sodrással szemben	(Csak EME esetében kitöltendő)
Mintavétel hossza	(m)	Összekapcsolt a "minta jellege" oszloppal. Amennyiben nem adható meg pontos hossz, akkor a minta kvalitatív.
Effektív szélesség	(m)	Becsült érték.
Minta jellege	kvalitatív; szemikvantitatív1; szemikvantitatív2; kvantitatív	Generált érték. Összekapcsolt a "Pontosság"; "Mintavétel hossza"; "Mintavétel módszere"; "Mintavétel stratégiája2" oszlopokkal. Kvalitatív: ha a pontosság becsült, vagy ha a pontosság pontos és a mintahossz 0. Szemikvantitatív1: ha a pontosság pontos és a mintahossz nagyobb mint 0, és ha a mintavétel módszere EME, akkor a mintavétel stratégiája2 részleges, vagy ha a mintavétel módszere standard paneles kopoltyúháló. Szemikvantitatív2: ha a mintavétel módszere EME, és a mintahossz nagyobb mint 0, és a mintavétel stratégiája2 teljes. Kvantitatív: ha a mintavétel módszer alapján biztosítható a pontos egyedszámmeghatározás (pl. teljes eltávolítás)
Mintavételre való alkalmasság	alkalmas; korlátozott; alkalmatlan	
Mintavétel időpontja	(éé.hh.nn)	
Mintavétel napszaka	nappali; éjszakai	
Gyűjtő		vezetéknev, keresztnév
Résztevő1		vezetéknev, keresztnév
Résztevő2		vezetéknev, keresztnév
Résztevő3		vezetéknev, keresztnév
Határozó		vezetéknev, keresztnév
Adatbevitő		vezetéknev, keresztnév
Adat tulajdonosa		
Adatbevitel dátuma	(éé.hh.nn)	

Karakterfajok azonosítása a mintavételi helyek csoportjaira

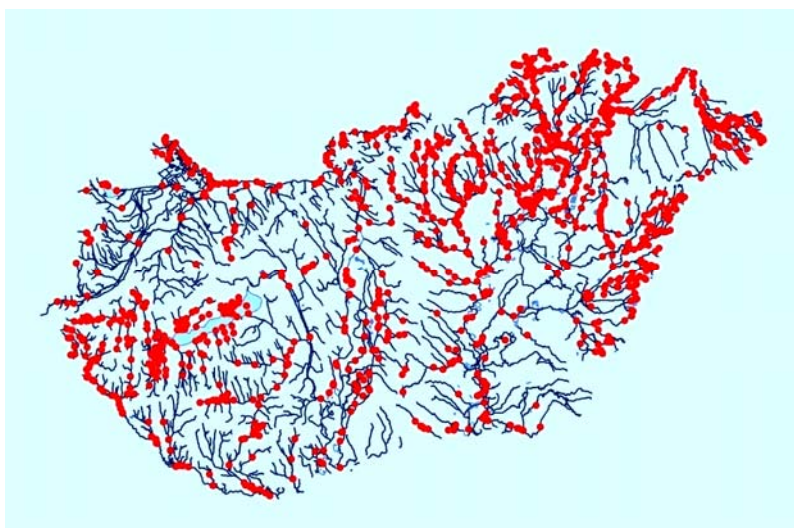
A víztestek csoportjainak karakterfajait az ECOSURV adatbázis adatai alapján az IndVal (Indicator Value) eljárással azonosítottuk (Dufrène és Legendre, 1997). Karakterfajoknak azokat a fajokat tekintjük, amelyek kizárólag vagy majdnem kizárólag egyetlen csoportban fordulnak elő, de legalábbis valamelyik csoportban az egyedszámuk lényegesen nagyobb a többihez viszonyítva. Az IndVal módszer számos szempontból a klasszikus cönológia karakterfaj fogalmának modern átfogalmazása egy számítógépes randomizációs eljárás alapján. Az eljárás a karakterfajokhoz tartozó indikátorértékeket egy számítógépes szimulációs eljárás segítségével határozza meg. Az egyedeket random módon szétosztja a mintavételi helyek között. A nullhipotézis az, hogy az egyedek egyenletesen oszlanak el a mintavételi helyek között.

Eredmények

Az adatbázis és a minősítés eredményének alapstatisztikái

A projekt keretén belül összegyűjtöttük a rendelkezésre álló, korábbi kutatások során regisztrált mintavételi adatokat. A munka eredményeként egy közel 40 000 rekordos adatbázist alakítottunk ki az 1995-2008 közötti időszakra vonatkozóan, és ebből leválogattuk a minősítésre alkalmas adatokat. A minősítés alapját képező, leválogatott adatbázis rekordjainak száma 30 828. A minősítést 1 457 mintavétel eredményei alapján, összesen 329 víztestre végeztük el. Ezzel a Magyarországon kijelölt 870 folyóvíztest 38%-a került minősítésre. Ugyanakkor ki kell emelni, hogy a minősítés elsősorban a kisvízfolyások tekintetében hiányos. A közepes, valamint nagy folyók minősítése gyakorlatilag teljes körűen lefedett.

Azokon a víztesteken, ahol több mintavétel eredménye állt rendelkezésre, a minősítést az egyes mintavételek eredményének számtani átlagaként határoztuk meg, a kerekítés szabályainak megfelelően (3. ábra).



3. ábra. A minősítés alapját képező mintavételi helyszínek
Fig. 3. The sampling sites of the classification

Az erősen módosított, valamint a mesterséges besorolású folyóvíztestek minősítését az EQI_{HRF} szerint, logikai úton meghatározott korrekcióval végeztük el. Ennek alapja a nem megszüntetendő antropogén hatás kiküszöbölése a minősítési rendszerből. A folyóvíztestek minősítésének eredményét a 2. táblázat rögzíti.

2. táblázat. A folyóvíztestek minősítésének eredménye
Table. 2. The results of classification of river-waterbodies

Minősítési kategória	Minősített víztestek száma	Kategóriák aránya az összes minősített víztest arányában (%)
Kiváló	17	5,17
Jó	106	32,22
Közepes	128	38,91
Gyenge	62	18,84
Rossz	16	4,86

Különbségek találhatóak az egyes víztípusok minősítésének átlagértékében is (3. táblázat). A legjobb eredmények a közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakaszain (4. típus) és a nagy folyók alföldi szakaszain (7. típus) születtek, míg a legrosszabbakat a dombvidéki kisvízfolyásokon, kis folyókon (2. típus) kaptuk.

3. táblázat. Az egyes víztípusok minősítési eredményeinek az átlaga
Table 3. Results of classification in the running water-types

Víztípus	Minősítés átlaga
1	3,32
2	2,79
3	3,43
4	4,04
5	3,05
6	3,14
7	4,04
8	3,62

Ökológiai eredmények

Karakterfaj-elemzés

A karakterfaj elemzést IndVal program segítségével végeztük el, az ECOSURV projekt adatai alapján. A statisztikai eljárás ökológiai értelmezése alapján kiszűrhetők a műtermékek, meghatározhatók a „valódi” karakterfajok (4. táblázat).

4. táblázat. A víztípus csoportok karakter fajai
Table 4. Character species of the water-type groups

Víztípus	Karakterfajok
1. Középhegységi kisvízfolyások	<i>Phoxinus phoxinus</i> <i>Barbatula barbatula</i> <i>Salmo trutta fario</i>
2. Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók	<i>Gobio gobio</i> <i>Cobitis elongatoides</i>
3. Közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza	<i>Alburnoïdes bipunctatus</i> <i>Vimba vimba</i> <i>Chondrostoma nasus</i> <i>Barbus barbus</i> <i>Barbus peloponnesius</i> <i>Gobio kessleri</i> <i>Zingel streber</i>
4. Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza	<i>Abramis sapa</i> <i>Sabanejewia aurata</i> <i>Zingel zingel</i>
5. Alföldi kisvízfolyások (ér)	<i>Tinca tinca</i> <i>Carassius carassius</i> <i>Misgurnus fossilis</i>
6. Alföldi kis és közepes folyók, csatornák	<i>Rutilus rutilus</i> <i>Scardinius erythrophthalmus</i>
7. Nagy folyók alföldi szakasza	<i>Leuciscus idus</i> <i>Blicca bjoerkna</i> <i>Abramis brama</i> <i>Abramis ballerus</i> <i>Gymnocephalus baloni</i>
8. Duna	<i>Eudontomyzon mariae</i> <i>Gasterosteus aculeatus</i> <i>Neogobius kessleri</i> <i>Neogobius melanostomus</i> <i>Neogobius gymnotrachelus</i>

Vízípusok jellemzése a funkcionális guildék alapján

A minősítés során lehetőség nyílt a vízfolyástípusok referencijellemzőik alapján történő leírására (5. táblázat). A számításhoz a kiváló, jó és közepes kategóriába sorolt víztestek adatait használtuk fel, mivel a gyenge és a rossz minősítésű víztestek halközösségei a jellemző értékekhez viszonyítva lényegi eltérést mutatnak.

5. táblázat. A vízfolyástípusok minősítésére felhasznált referencijellemzők átlagértékei
Table 5. The average values of the reference characteristics used classification of water-types

Típus	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.
1.	44,05	2	4,28	2	3	1,56	4	3,07	72,93	98,61
2.	66,29	2	32,94	4	2	9,96	3	15,54	43,80	94,32
3.	62,82	4	9,09	7	6	5,03	8	4,77	52,88	99,17
4.	74,71	4	6,81	9	6	4,62	8	2,68	30,20	98,11
5.	63,31	0	80,39	2	0	53,10	0	67,64	48,76	80,57
6.	87,48	2	42,23	4	1	11,00	2	25,78	26,41	92,48
7.	78,74	3	16,56	5	2	6,21	4	4,11	21,75	97,07
8.	70,07	3	15,85	10	5	4,77	7	1,38	30,95	84,59

1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%); 2. Nyílt vízi fajok száma (db); 3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%); 4. Bentikus fajok száma (db); 5. Litofil fajok száma (db); 6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%); 7. Reofil fajok száma (db); 8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%); 9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%); 10. Őshonos fajok relatív gyakorisága (%)

1. Relative abundance of omnivorous species (%); 2. Number of pelagic species (pcs); 3. Relative abundance of metaphytic species (%); 4. Number of benthic species (pcs); 5. Number of lithophil species (pcs); 6. Relative abundance of phytophil species (%); 7. Number of rheophil species (pcs); 8. Relative abundance of stagnophil species (%); 9. Relative abundance of specialist species (%); 10. Relative abundance of indigenous species (%)

Véleményünk szerint a kapott eredmények a kis és közepes méretű vízfolyások (1., 2., 3., 4., 5., 6. típus) esetében jól tükrözik azok teljes halközösségének szerkezetét. Ugyanakkor a 7. és 8. típus eredményeiben erősebben jelentkezik a mintavétel standard hibája.

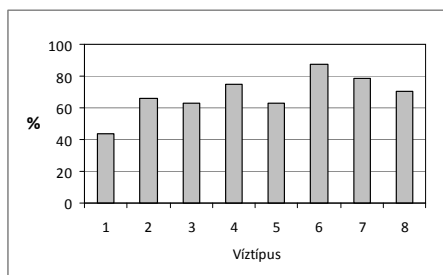
Értékelés

A VKI értelmében a közepes és annál alacsonyabb minősítésű víztestek vonatkozásában intézkedési tervet kell kidolgozni a jó ökológiai állapot elérése érdekében. A halközösség alapú minősítés eredményeit figyelembe véve a minősített folyóvíztestek összesen 37%-a tartozik a „kiváló” és „jó” kategóriába. Legnagyobb részük (39%) „közepes” minősítést kapott, a „gyenge” és „rossz” kategóriába 24 százalékuk tartozik. Ez azt jelenti, hogy halközösségük alapján a minősített víztestek közel kétharmada tartozik az intézkedési terv készítésének hatálya alá. Ugyanakkor – figyelembe véve az egyes víztípusok lefedettségének arányát – a hazai folyóvíztestek halközösség alapján megállapítható állapota az összes víztest tekintetében valószínűsíthetően valamivel rosszabb annál, mint ami a minősítésből adódik.

Az egyes víztípusok eredményeinek elemzése azt igazolja, hogy a nagy folyók, illetve a nagy és közepes folyók dombvidéki szakaszai elérik, vagy legalábbis megközelítik a jó ökológiai állapotot. Nagyobb problémák a dombvidéki, valamint az alföldi kisvízfolyásoknál mutatkoznak.

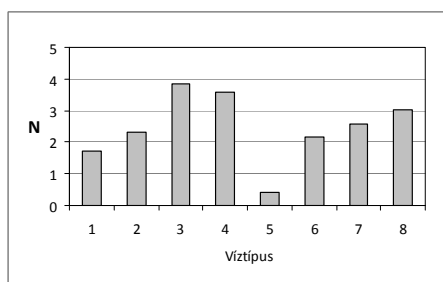
A karakterfaj-elemzés eredményei összhangban állnak a szakirodalom (Huet, 1949) által meghatározott karakter fajokkal (pisztráng, márna, dévér szinttáj). Ugyanakkor az elemzés – ahogy a víztípus csoportok körét, úgy a karakterfajok körét is pontosítja. A csoportok karakterfajainak elemzése megerősíti a víztípus csoportok meghatározása céljából készített cluster analízis eredményeit a tekintetben is, hogy egyes csoportok határozottan elkülönülnek egymástól, míg másoknál a határok elmosódottabbak.

Az omnivor fajok relatív gyakorisága viszonylag kiegyenlített az egyes víztípusokban (4. ábra). Arányuk a középhegységi kisvízfolyásokban a legkisebb, az alföldi közepes vízfolyásokban a legnagyobb. Általánosságban megállapítható, hogy az előforduló fajok száma a hegyvidéki szakasz felől az alföldi szakasz irányába, illetve a kisvízfolyások irányából a nagyobb vízfolyások irányába növekszik. Az omnivor fajok száma így elméletileg a nagy folyók alföldi szakaszán magasabb, ugyanakkor itt az egyéb táplálkozási csoportba tartozó fajok faj-, illetve egyedszáma magasabb arányú. Figyelemre méltó a dombvidéki (2), még inkább az alföldi kisvízfolyásokban (5) az omnivor fajok alacsonyabb aránya.

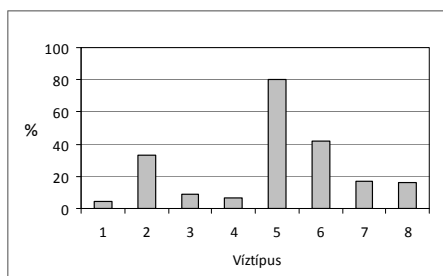


4. ábra. Az omnivor fajok relatív gyakorisága a különböző víztípusokban
 Fig. 4. Relative abundance of omnivorous species in the different water-types

A táplálkozási habitat elemzése alapján megállapítható, hogy a nyíltvízi fajok száma a közepes, és nagy folyók dombvidéki szakasza (3, 4) típusban a legmagasabb (5. ábra). Az alföldi kisvízfolyásokban (5) átlagos számuk nem éri el az egyet.



5. ábra. A nyíltvízi fajok száma a különböző víztípusokban
 Fig. 5. Number of pelagic species in the different water-types

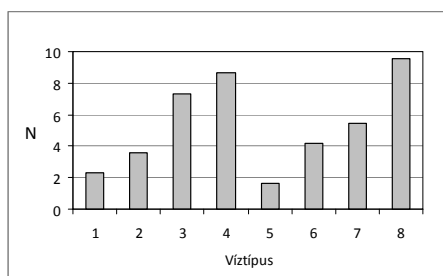


6. ábra. A metafítikus fajok relatív gyakorisága a különböző víztípusokban
 Fig. 6. Relative abundance of metaphytic species in the different water-types

Ugyanakkor a metafítikus fajok relatív gyakorisága (6. ábra) kiemelkedően az 5. típusban legmagasabb. Emellett magas arányú a dombvidéki kisvízfolyásokban (2), valamint

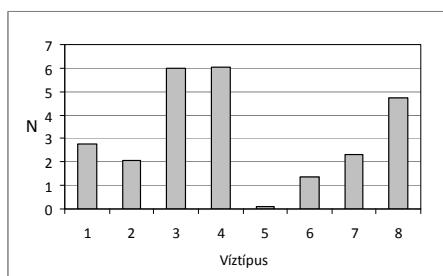
az alföldi kis és közepes folyó (6) típusban. Legalacsonyabb arányban a 3., valamint 4. típusban fordulnak elő.

A bentikus fajok száma a nyíltvízi fajok számával mutat nagy hasonlóságot (7. ábra).

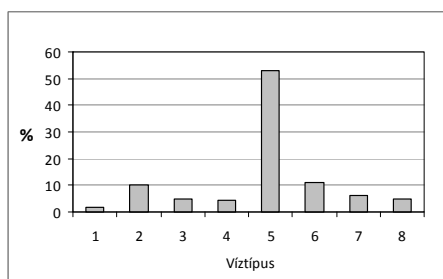


7. ábra. A bentikus fajok száma a különböző víztípusokban
Fig. 7. Number of benthic species in the different water-types

A szaporodási guild referenciajellemzőként meghatározott két csoportja – hasonlóan a metafitikus és bentikus fajokhoz – komplementaritást mutat (8. és 9. ábra).



8. ábra. A litofil fajok száma a különböző víztípusokban
Fig. 8. Number of litophil species in the different water-types

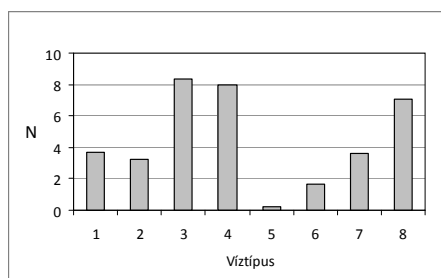


9. ábra. A fitofil fajok relatív gyakorisága a különböző víztípusokban
Fig. 9. Relative abundance of phytophil species in the different water-types

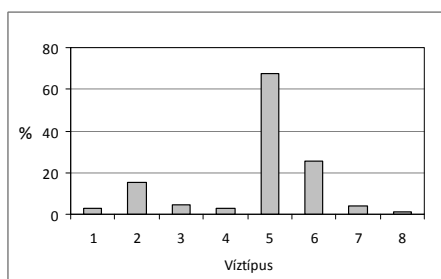
A litofil fajok száma a közepes és nagy folyók dombvidéki szakasza (3, 4) típusban a legmagasabb, ugyanakkor az alföldi vízfolyásokban a nagy folyók irányában növekszik. Az alföldi kisvízfolyásokban (5) gyakorlatilag nem fordulnak elő. Ugyanakkor a fitofil fajok relatív gyakorisága minden víztípusban viszonylag alacsony, 15% alatti értéket mutat, ettől csak az 5. típus mutat pozitív irányú eltérést.

A reofil fajok száma – jól tükrözve az egyes vízfolyás típusok jellemző vízsebesség értékeit, illetve ehhez kapcsolva méretét – a közepes és nagy folyók dombvidéki szakaszán mutatja a legmagasabb értéket (10. ábra). Számuk viszonylag magas a középhegységi

kisvízfolyásokban (1), és jellemzően a 6, 7, 8 típusokban a 8. irányába növekedést mutat. Ezzel komplementer értékű és tendenciájú a stagnofil fajok relatív gyakorisága az egyes víztípusokban (11. ábra).

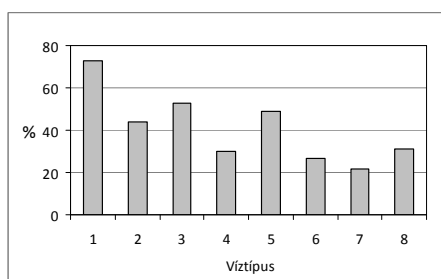


10. ábra. A reofil fajok száma a különböző víztípusokban
Fig. 10. Number of rheophil species in the different water-types



11. ábra. A stagnofil fajok relatív gyakorisága a különböző víztípusokban
Fig. 11. Relative abundance of stagnophil species in the different water-types

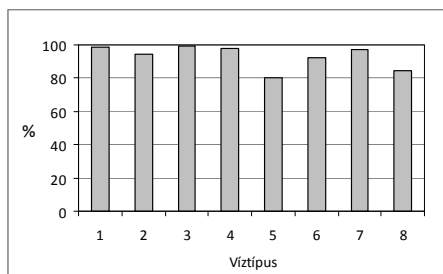
Az ökológiai specializáció szerinti csoportosítás alapján képzett referencijellemző elemzése azt mutatja, hogy a specialista fajok aránya elsősorban a kisebb vízfolyásokban magasabb (12. ábra). Ez alapján megállapítható, hogy a nagyobb vízfolyások nagyobb fajszámú halközösségében magasabb aránnyal részesülnek – függetlenül a térszinttől – a generalista, valamint zavarástűrő fajok. Az ökológiai vonatkozáson túlmenően természetvédelmi szempontból is figyelemre méltó, hogy a sérülékeny – és az eredmények alapján a legrosszabb állapotú – kisvízfolyások a specialista fajok élőhelyeként igen jelentős szerepet töltenek be a vízi ökoszisztémákban.



12. ábra. A specialista fajok relatív gyakorisága a különböző víztípusokban
Fig. 12. Relative abundance of specialist species in the different water-types

Az őshonos fajok arányának megítélése kettős. Egyrészt kedvező a mutatott kép, hiszen a legalacsonyabb értéket mutató 5. víztípusban is meghaladja arányuk a 80%-ot (13. ábra).

Másrészről nem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy az elemzésből leválogatott „gyenge” és „rossz” állapotú víztestekben éppen ez az egyik olyan referencijellemző, amely igen szélsőséges értéket, sok esetben 0%-os őshonos arányt mutat.



13. ábra. Az őshonos fajok relatív gyakorisága a különböző víztípusokban
Fig. 13. Relative abundance of indigenous species in the different water-types

Az eredményeket értékelve összességében az állapítható meg, hogy halközössége alapján jelentősebben elkülönül a többi típustól a középhegységi kisvízfolyások (1) típusa. A vízfolyástípusok közül legkevésbé az alföldi kisvízfolyások (5) mutatnak vízfolyáskaraktert. Itt már inkább állóvízi, illetve mocsári vagy lápi jelleg dominál. Több szempontból a csoport a dombvidéki kisvízfolyások (2) típusával mutat rokonságot, ugyanakkor néhány ökológiai jellemző alapján jelentősebben eltér attól. Az 5. csoport emellett a 6. csoporttal is mutat rokonságot. E három típus halközössége ökológiai szempontból összefüggőnek mutatkozik.

Szintén igen közel áll egymáshoz a közepes és nagy folyók két dombvidéki szakaszának (3, 4) halközössége. Ebbe a sorba illeszkedik ugyan, de jóval nagyobb, lényeginek tekinthető különbségeket mutat a nagy folyók alföldi szakaszának (7) halközössége. Érdekes, a többi csoporttól jól elkülönülő képet mutat a Duna halközössége. Nem hagyva figyelmen kívül, hogy a mintavétel standard hibája egy ekkora vízfolyás esetében a mintavétel eredményét a valósághoz képest nagyobb mértékben torzíthatja, az állapítható meg, hogy a Duna halközössége – jórészt speciális, csak a Dunában élő fajai jóvoltából – jelentősebben eltér a nagy folyók alföldi szakaszának (7) halközösségétől, sok szempontból inkább a nagy folyók dombvidéki szakaszaival mutat hasonlóságot, azonban attól is jelentősen eltér.

Irodalom

- Dufrene, M. and Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Ganasan, V., Hughes, R. M. (1998) : Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40: 367-383.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. (2006): Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. XLVIII. Hidrobiológus Napok. *Hidrológiai Közöny.* 87:1-XII.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. (2008): A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* In print.
- Hughes, R.M., Oberdorff, T. (1998): Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada. pp 79-83. In: Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages. (T. P. Simon, ed.). *Lewis Press*, Boca Raton, FL, USA.
- Karr, J.R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* (Bethesda), 6(6): 21-27.
- Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr J.R., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Halliwell, D.B., Angermeier, P.L., Orth, D.J. (1988) Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13(5): 12-20.
- Oberdorff, T., Hughes, R.M. (1992): Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- Steedman, R.J., (1988): Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify quality in southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45 : 492-501.

ADATOK A BODROG MAGYAR SZAKASZÁNAK HALFAUNÁJÁHOZ

DATA TO THE FISH FAUNA OF THE RIVER BODROG

HARKA Ákos¹, CSIPKÉS Roland²¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, harkaa@freemail.hu²BioAqua Pro Kft., Debrecen, csipkesr@bioaquaapro.hu**Kulcsszavak:** eurytóp, stagnofil és reofil fajok, *Proterorhinus marmoratus* terjedése**Keywords:** eurytopic, stagnophylic and rheophylic species, dispersion of the *Proterorhinus***Összefoglalás**

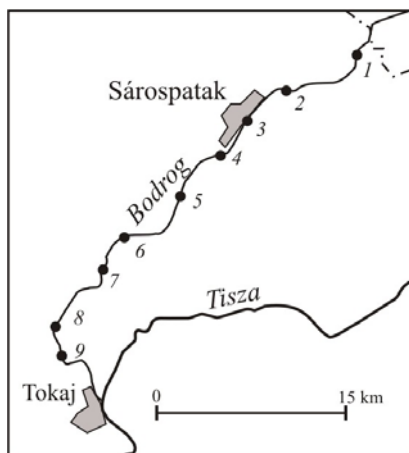
2007 nyarán a Bodrog magyarországi szakaszán összesen 9 lelőhelyen vizsgáltuk a halfauna összetételét. Az ivadékhálós mintavételek során 24 faj 1829 példányát azonosítottuk. A 24 fajból 5 országosan védett, további ötre pedig nemzetközi védelmi előírások érvényesek. Az eredetileg is kis esésű folyón a torkolata alatt 25 km távolságra lévő tiszalöki vízlépcső visszaduzzasztó hatása érvényesül, ezért halállományát az eurytóp és stagnofil fajok túlsúlya jellemzi. Reofil fajok főként a felső szakaszon fordulnak elő (*Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus idus*, *Sabanejewia aurata*), de a folyó lassú, torkolati részén is magasabb az arányuk, mert ivadékaik a gyorsabb folyású Tiszából felúsznak ide (*Leuciscus idus*, *Chondrostoma nasus*). A halfauna összetételében alapvető változás nem történt az utóbbi 3 évtizedben, de aggodalomra ad okot az igénytelen *Rutilus rutilus* tömegessé válása és a védett *Gymnocephalus schraetser* rendkívüli megfogyatkozása. Új tapasztalat, hogy a Tisza felől spontán terjedő *Proterorhinus marmoratus* az utóbbi néhány évben a Bodrog teljes magyar szakaszán meghonosodott.

Summary

In the summer of 2007, we examined the fish fauna of the Hungarian part of the River Bodrog in 9 sampling sites. We found 1829 individuals from 24 species. For the survey, we used a gillnet designed for broods. From the 24 species 5 are protected by law in Hungary and there are other 5 species protected by international conventions. The fish fauna of the Bodrog is dominated by eurytopic and stagnophylic fishes because of the slow flow. The river basin of the Bodrog originally has a low gradient and there is also a dam at Tiszalök (25 km away from the estuary of the Bodrog), which causes a significant damming effect on the lay-by region of the River Tisza and on the whole section of the River Bodrog. Rheophylic species were found in larger number at the upper region of the river (*Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus idus*, *Sabanejewia aurata*). They also occur in big number in the estuarian region because the broods from rheophylic species often swim here from the River Tisza (*Leuciscus idus*, *Chondrostoma nasus*). There were no significant changes in the fish fauna in the last 3 decades, but we worry about the fact that the eurytopic *Rutilus rutilus* has become dominant and there is a decrease in the number of the rheophylic *Gymnocephalus schraetser*. It is a new experience that the *Proterorhinus marmoratus*, which spreads from the Tisza, has got acclimatized in the whole Hungarian part of the Bodrog.

Bevezetés

A Bodrog a Tisza legjelentősebb jobb oldali mellékfolyója, amely Felsőberecknél lép át



1. ábra. Mintavételi helyek a Bodrogon
Fig. 1. Sample sites on the River Bodrog

Szlovákiából Magyarország területére, és 51 km megtétele után Tokajnál torkollik a Tiszába (1. ábra). A folyót kanyargóssága és szeszélyes, erősen változó vízjárása miatt a 19. században több átmetszéssel szabályozták (Lászlóffy, 1982). A meder esése azonban így is kicsi maradt (0,5 cm/km), s az ebből adódó kis vízsebességet a Tiszán 1954 óta üzemelő tiszalöki vízlépcső még tovább csökkentette. A duzzasztás hatása szinte a Bodrog teljes magyar szakaszán érezhető, a legkifejezettebben természetesen a torkolat közelében.

A Bodrog halfaunájáról Mocsáry (1875) adja az első áttekintést, amely 21 fajt tartalmaz. Chyzer (1882) szintén 21 fajnál említi a Bodrogot vagy a Bodrogköz, de közülük 9 új az előbbi listához képest. Vutskits munkái összesen 27 halfajt sorolnak fel a Bodrogból és a Bodrogköz vizeiből (Vutskits, 1904, 1918).

Vásárhelyi – ugyancsak a XX. század első felének észlelései alapján – 46 fajt írt le a Bodrogból (Vásárhelyi, 1960), de megjegyzi, hogy ezeknek egy jelentős része a vízszennyezés következtében időközben eltűnhetett. Pesszimizmusa részben igazolódott, ugyanis egy 1980-as években folytatott vizsgálat a folyóból és annak egy holtágából csak 31 fajt mutatott ki (Harka, 1992). Hoitsy (1995) a '90-es évek első felében – nagyrészt az előző vizsgálat eredményeivel egyezően – ugyancsak 31 fajt írt le a Bodrogból és a Bodrogzug vizeiből.

Az 1990-es évek második felére – a korszerűtlen és környezetszennyező nagyipar összeomlása következtében – javult vizeink minősége, aminek szerepe lehetett abban, hogy nőtt a kimutatott fajok száma. A gyarapodás azonban nagyrészt egyes betelepített és invazív fajok térhódításának (pl. fekete törpeharcsa – *Ameiurus melas*, amurgéb – *Percottus glenii*, tarka géb – *Proterorhinus marmoratus*), illetve a hatékonyabb elektromos mintavételi eszközök alkalmazásának a következménye (pl. menyhal – *Lota lota*, leánykoncér – *Rutilus pigus virgo*). Együttes hatásuknak tudható be, hogy az ezredforduló táján a folyóból és holtágaiból már 43 halfaj került elő (Harka et al., 2000; Harka & Sallai, 2004; Harka & Csipkés, 2008; Sallai, 2008; Harka, 2008).

Amint az irodalmi áttekintésből is kitűnik, folyó halfaunája viszonylag jól ismert. Napjaink felgyorsult ökológiai változásai és a terjeszkedő fajok azonban indokoltá teszik a rendszeresen visszatérő vizsgálatokat. Munkánkkal a Bodrog halállományának pontosabb megismeréséhez, az esetleges változások feltárásához kívántunk hozzájárulni.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Bodrog 9 mintavételi pontján, 2007. július 18-án és 19-én végeztük. Helyszíneink a következők voltak: 1. Felsőberecki, 2. Sárospatak fölött, 3. Sárospatak, 4. Sárospatak alatt (Bodroghalász), 5. Sáradsadány, 6. Olaszliszka, 7. Szegilong, 8. Szegi, 9. Bodrogkeresztúr. Lelőhelyeink földrajzi fekvése – a sorszámuk alapján – az 1. ábrán azonosítható.

Mintavételi eszközként 3x2 méteres, 6 mm-es szembőségű kétközzhálót használtunk. A mintavételi helyeken meghatározott területet halásztunk le, így kutatásunk eredményei szemikvantitatívnak tekinthetők. A terület nagyságát az adott mintavételi egység halászati alkalmasságához mérten választottuk meg. Ahol lehetőség volt rá, ott 100 m²-es alapterületet halásztunk meg, Olaszliszka (6) és Szegilong (7) térségében azonban a kedvezőtlen adottságok miatt ennek csak a felét.

A halak rendszertani besorolása Nelson (1994) munkája alapján történt, a fajnevek írása terén az Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főigazgatóság törzsadattárát alkalmaztuk. A kifogott halak a vizsgálat során lényeges sérülést nem szenvedtek, azonosítás után valamennyit a helyszínen szabadon engedték. A mintavételeket a halászati hasznosító engedélyével végeztük.

Eredmények és értékelés

A felmérés során a Bodrogban 24 halfaj 1829 egyedet azonosítottunk. A fogott halfajoknak és egyedszámaiknak a mintavételi helyszínek szerinti megoszlását az 1. táblázat tartalmazza. A természetvédelmi szempontból jelentős, illetve a valamely védelmi célzatú egyezmény hatálya alá eső halfajokat félkövér betűtípussal emeljük ki, a magyar törvények által védett fajokat emellett csillag is jelöli (*).

A vizsgált folyószakasz halállományában az áramló vizet nem igénylő euritóp fajok dominálnak, főként a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a küsz (*Alburnus alburnus*). A bodorka fogott egyedeinek a száma önmagában nagyobb volt (57,3%), mint az összes többi fajé együttvéve. Az euritóp és stagnofil fajok együttes száma az összes fajszám 58 százalékát adta, míg az áramlásokkedvelő, reofil-A és reofil-B ökológiai guildekbe sorolt fajok aránya csak 42% volt.

1. táblázat. A mintavételi helyeken fogott halfajok egyedszámai
Table 1. Number of individuals at the sampling sites
(EU – euritóp, RA – reofil-A, RB – reofil-B, ST – stagnofil)

	Helyszínek (Sampling sites) Fajok (Species)	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	%	Eco-guild
1	<i>Rutilus rutilus</i>	25	150	217	192	179	99		84	102	57,30	EU
2	<i>Leuciscus leuciscus</i>	3	1								0,22	RA
3	<i>Leuciscus cephalus</i>				1						0,05	RA
4	<i>Leuciscus idus</i>	26	1	6	3					11	2,57	RB
5	<i>Aspius aspius</i>	8	4	10	7	6	2			9	2,52	RB
6	<i>Alburnus alburnus</i>	1	18		33	30	56	2	44	60	13,34	EU
7	<i>Abramis bjoerkna</i>	3	4	19	39	24	6		1	6	5,58	EU
8	<i>Abramis brama</i>	6	1	1	2						0,55	EU
9	<i>Chondrostoma nasus</i>									26	1,42	RA
10	<i>Barbus barbus</i>				1					1	0,11	RA
11	<i>Gobio albipinnatus*</i>	110	8	32	1	25	5		4		10,11	RB
12	<i>Rhodeus sericeus*</i>		4	15		3				3	1,37	EU
13	<i>Carassius carassius</i>			2							0,11	ST
14	<i>Carassius gibelio</i>	2									0,11	EU
15	<i>Cobitis elongatoides*</i>		1	9		5			2		0,93	RB
16	<i>Sabanejewia aurata*</i>	7	1			1					0,49	RB
17	<i>Silurus glanis</i>	2	1								0,16	EU
18	<i>Esox lucius</i>	2									0,11	EU
19	<i>Lepomis gibbosus</i>	2									0,11	EU
20	<i>Perca fluviatilis</i>	2		2					1	1	0,33	EU
21	<i>Gymnocephalus cernuus</i>			3							0,16	EU
22	<i>Gymnocephalus baloni*</i>					3					0,16	RB
23	<i>Sander lucioperca</i>		1								0,05	EU
24	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	2		10		8	1	1	5	12	2,13	EU

Még nagyobb a különbség, ha fajok helyett az egyedek arányát vizsgáljuk. Az euritóp és stagnofil fajok egyedeinek az együttes száma több mint négyszerese (81%) a reofil egyedekének (19%). A halközösség ilyen összetételét önmagában nem indokolja a Bodrog csekély esése, abban a Tiszán 1954-ben épített, a Bodrog torkolata alatt 25 kilométerre üzemelő tisztalóki vízlépcső visszaduzzasztó hatása is közrejátszik.

Az arányok eltolódása jól nyomon követhető, ha megfigyeljük a különböző ökológiai guildekbe sorolt halfajok egyedszámarányának alakulását a 80-as évektől napjainkig (2. táblázat). Mint látható, a változás elsősorban a reofil-B, illetve az euritóp csoportot érintette.

2. táblázat. Az egyedszámarány változása ökológiai guildek szerint (%)
Table 2. Changing of the rate of the individuals' number according to their ecological status (%)

Ökológiai guild	1984-1988 (Harka, 1992)	1999 (Harka et al., 2000)	2007 (Jelen vizsgálat)
Reofil-A	2,8	3,0	1,8
Reofil-B	40,9	20,0	16,8
Euritóp	56,3	76,4	81,3
Stagnofil	0,2	0,3	0,1

Reofil fajokra, illetve azok nagyobb gyakoriságára – teljesen adekvát módon – a folyónak főként a vízlépcsőtől távolabbi, felső részén lehet számítani (*Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus cephalus*, *Sabanejewia aurata*, *Gobio albipinnatus*). Meglepő módon azonban a torkolat közelében is megnő a gyakoriságuk, ugyanis a gyorsabb folyású Tiszában élő reofil fajok ivadécai csapatokban úsznak fel a folyóba (*Leuciscus idus*, *Chondrostoma nasus*).

Az utóbbi évtizedek szakirodalmában szereplő fajszámokhoz képest a jelen felmérés során fogott 24 faj gyenge eredménynek tűnhet, de figyelembe kell venni, hogy a folyó kiöntéseit és holtágait nem vizsgáltuk, s gyűjtőeszközként kizárólag ivadékhálót használtunk. Ha csupán a főmederből ivadékhálóval fogott halakat vesszük számba, nincs nagy különbség az utóbbi bő 30 év eredményei között, a jelenleg kimutatott fajszám pozitív és negatív irányban is csupán egy-két fajjal tér el a korábban tapasztaltaktól (3. táblázat).

3. táblázat. A Bodrog főmedréről az utóbbi évtizedekben ivadékhálóval fogott fajok relatív abundanciája (%)
Table 3. The relative frequency of the fish species caught by gillnet from the main channel of the Bodrog
(ökológiai státusz: EU – euritóp, RA – reofil-A, RB – reofil-B, ST – stagnofil)

Fajok	Ökológiai státusz	1984-1988 (Harka, 1992)	1999 (Harka et al., 2000)	2007 (Jelen vizsgálat)
<i>Rutilus rutilus</i>	EU	9,5	10,9	57,3
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	ST		0,2	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	RA	0,2		0,2
<i>Leuciscus cephalus</i>	RA	0,3	2,2	0,1
<i>Leuciscus idus</i>	RB	3,9	10,9	2,6
<i>Aspius aspius</i>	RB	1,5	0,2	2,5
<i>Alburnus alburnus</i>	EU	12,0	27,8	13,3
<i>Abramis bjoerkna</i>	EU	8,6	5,7	5,6
<i>Abramis brama</i>	EU	0,9	0,8	0,5
<i>Abramis ballerus</i>	RB	0,1	0,2	
<i>Abramis sapa</i>	RB	0,4	0,2	
<i>Vimba vimba</i>	RA	0,3		
<i>Tinca tinca</i>	ST	0,1		
<i>Chondrostoma nasus</i>	RA	2,0		1,4
<i>Barbus barbus</i>	RA		0,8	0,1
<i>Gobio albipinnatus</i>	RB	30,2	6,5	10,1
<i>Rhodeus sericeus</i>	EU	14,9	20,5	1,4
<i>Carassius carassius</i>	ST	0,1		0,1
<i>Carassius gibelio</i>	EU		0,2	0,1
<i>Cobitis elongatoides</i>	RB	2,9	1,6	0,9
<i>Sabanejewia aurata</i>	RB	0,2	0,2	0,5
<i>Silurus glanis</i>	EU	0,1		0,2
<i>Ameiurus nebulosus</i>	EU	0,1		
<i>Umbra krameri</i>	ST		0,1	
<i>Esox lucius</i>	EU	0,2	5,2	0,1
<i>Lepomis gibbosus</i>	EU		1,2	0,1
<i>Perca fluviatilis</i>	EU	4,8	4,0	0,3
<i>Sander lucioperca</i>	EU	5,0		0,1
<i>Sander volgensis</i>	EU	0,1		
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	EU	0,1	0,1	0,2
<i>Gymnocephalus baloni</i>	RB		0,1	0,2
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	RB	1,7	0,1	
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	EU			2,1
Fajszám (N of the species)		26	23	24

A populációk méretének bizonyos határok közötti ingadozása természetes folyamat, amely nem igényel különösebb magyarázatot. A relatív gyakoriságokat feltüntetett 3. táblázat élén szereplő bodorka (*Rutilus rutilus*) aránya azonban olyan mértékű növekedést mutat, amely már meghaladni látszik a természetes ingadozás határát, és aggodalomra adhat okot a védett selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*) visszaszorulása is.

A folyó halfaunája a módosított ökológiai állapot ellenére is jelentős természeti értéket képvisel. A kimutatott halfajok közül 5 védett Magyarországon, ezek a vágócsík (*Cobitis*

elongatoides), a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), a széles durbinsc (*Gymnocephalus baloni*), a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*) és a törpecsík (*Sabanejewia aurata*). Az Élőhelyvédelmi Irányelv II. függeléke a balint (*Aspius aspius*), a vágócsíkot (*Cobitis elongatoides*), a halványfoltú küllőt (*Gobio albipinnatus*), a széles durbinscot (*Gymnocephalus baloni*), a szivárványos öklét (*Rhodeus sericeus*) és a törpecsíkot (*Sabanejewia aurata*) említi. A IV. függelékben a széles durbinsc (*Gymnocephalus baloni*), az V. függelékben a balin (*Aspius aspius*) és a márna (*Barbus barbus*) szerepel. A Berni Egyezmény III. függeléke a balinról (*Aspius aspius*), a paducról (*Chondrostoma nasus*), a vágócsíkról (*Cobitis elongatoides*), a halványfoltú küllőről (*Gobio albipinnatus*), a széles durbinscra (*Gymnocephalus baloni*), a tarka gébről (*Proterorhinus marmoratus*), a szivárványos ökléről (*Rhodeus sericeus*), a törpecsíkról (*Sabanejewia aurata*) és a harcsáról (*Silurus glanis*) tesz említést.

Faunisztikai felmérésünk új eredménye, hogy a Bodrog teljes magyarországi szakaszán kimutattuk a tarka gébet (*Proterorhinus marmoratus*). Megjelenése a Bodrogban több évtizedes folyamat eredménye. A Magyarország keleti részén korábban ismeretlen faj első bizonyító példányát 1957-ben fogták a Tiszából (Berinke, 1972). Három évtized múltán a Tisza-tóban észlelték elszaporodását (Harka, 1988), majd 2000-ben a tiszalöki vízlépcsőnél (Györe et al., 2001). A Bodrog alsó szakaszán 2003-ban tűnt fel (Sallai Zoltán szóbeli közlése), 2007-es tapasztalataink alapján pedig ma már a faj kelet-szlovákiai előfordulása is valószínűsíthető, hiszen a Zagyva vízrendszerében terjedve a faj átlagosan évi 10 kilométert tett meg fölfelé (Harka et al., 2008). A tarka géb terjedésének fő mozgatója, miként más melegkedvelő gébfajok esetében is, a folyóvizek fölmelegedése lehet (Harka & Bíró, 2007), amelynek háttérében a globális klímaváltozás és a folyóvizek kanalizációja állhat.

Irodalom

- Berinke L. (1972): Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13, 3-24.
- Chyzer K. (1882): Adatok Zemplénmegye természetrajzi ismeretéhez. Zemplénmegye halai. *A magyarországi Kárpátgyűjtemény évkönyve* IX. p. 1-11.
- Györe K., Józsa V., Specziár A., Turcsányi B. (2001): A Szamos és Tisza folyók romániai eredetű cianid-szennyezéssel kapcsolatos halállomány felmérése. *Halászatfejlesztés* 26. 110-152.
- Harka Á. (1992): Adatok a Bodrog vízrendszerének halfaunájáról. *Allattani Közlemények* 78, 41-46.
- Harka Á. (1997): Halaink. Képes határozó és elterjedési útmutató. *Környezet- és Természtvédő Tanárok Egyesülete*, Budapest, pp. 175.
- Harka Á. (1988). A tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) terjeszkedése és kelet-magyarországi megjelenése. – *Halászat* 34 (81), 3. 94-95.
- Harka Á. (2008): A Bodrogköz halfaunája. In Tuba Z. (szerk.) Bodrogköz (A magyarországi Bodrogköz tájmonográfiája). *Lorántffy Zsuzsanna Szellemében Alapítvány*, Gödöllő – Sárospatak, 801-820
- Harka Á., Bíró P. (2007): New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies – a result of global climatic change and/or canalization? – *Electronic Journal of Ichthyology*, <http://ichthyology.tau.ac.il>
- Harka Á., Csipkés R. (2008): Tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) a Bodrog teljes hazai szakaszán. *Halászat* 101. 1. 14.
- Harka Á., Koščo J., Wilhelm S. (2000): A Bodrog vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 93. 3. 130-134. és 93. 4. 182-184.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): Magyarország halfaunája. *Nimfea Természtvédelmi Egyesület*, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Szepesi Zs., Antal L. 2008. A folyami géb [*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)] és a tarka géb [*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814)] terjedése a Közép-Tisza vidékén. *Hidrológiai Közlöny* 88. 6. 73-75.
- Herman O. (1887): A magyar halászat könyve I-II. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 860.
- Hoitsy Gy. (1995): A Bodrog és a Bodrogzug hal-ökofaunisztikai felmérése. *Halászat* 88, 3, 100-104.
- Lászlóffy W. (1982): A Tisza – Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 610.
- Mocsáry S. (1878): Adatok Zemplén- és Ungmegye faunájához. *Math. természettud. közlemények XIII. A magy. tud. Acad. kiadv.*, Budapest, p.131-185.
- Nelson, J. S. (1994): Fishes of the world. *John Wiley and Sons Inc.*, New York, 3rd edition, pp. 600.
- Sallai Z. (2008): Leánykócér (*Rutilus pigus virgo*) a Bodrogban. *Halászat* 101. 4. 150.

- Vásárhelyi I. (1960): Adatok Magyarország halfaunájához II. A Bodrog, Kraszna és a Szamos halfaunája. *Vertebrata Hungarica* 2, 163-174.
- Vásárhelyi I. (1961): Magyarország halai írásban és képekben. *Borsodi Szemle könyvtára*, Miskolc, pp. 134.
- Vutskits Gy. (1904): A Magyar Birodalom halrajzi vázlata. *Kath. Főgimn. Értesítője*, Keszthely, p. 1-57.
- Vutskits Gy. (1918): Classis. Pisces. In: *Fauna Regni Hungariae*, Budapest, p. 1-42.

A MAGYAR FERTŐ HALFAUNÁJA A MÚLTBÉLI ADATOK ÉS AZ UTÓBBI ÉVEK VIZSGÁLATAINAK TÜKRÉBEN (2003-2008)

THE FISH FAUNA OF THE HUNGARIAN PART OF LAKE FERTŐ ACCORDING TO THE LITERATURE DATA AND OUR INVESTIGATIONS (2003-2008)

SALLAI Zoltán¹, GYÖRE Károly², HALASI-KOVÁCS Béla³

¹ „Nimfea” Természetvédelmi Egyesület, Szarvas

² Györe és Társai Halászatbiológiai, Ökológiai Szakértő és Szolgáltató Bt. Szarvas

³ SCIAP Kft. Debrecen

Kulcsszavak: halászszákmány, természeti érték, funkcionális guildek, szikestó
Keywords: fishermen's catch, natural value, functional guilds, alkaline lake

Összefoglalás

2003. októbere és 2008. júliusa között összesen 9 mintavételi napon gyűjtöttünk adatokat a Fertő magyar oldalának halfaunájáról. A faunisztikai adatok gyűjtését aggregátoros és akkumulátoros üzemi, pulzáló egyenáramot előállító halászgépekkel végeztük, melyet különböző szembőségű kopolyúhálókkal egészítettünk ki. A kifogott halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor. A halászatokat csónakból és vízben gázolva végeztük. A gyűjtési helyeket GPS segítségével mértük be, a kapott EOV-koordinátákat egy asztali térinformatikai szoftverrel dolgoztuk fel. A faunisztikai adatok feldolgozását Access adatbázis-kezelő programmal végeztük. A fajonkénti egyedszámok, valamint a geokoordináták rögzítésére digitális diktafont használtunk.

Saját vizsgálataink során 8.165 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 21 fajt képviseltek, ezt kiegészítve a halászok fogási adataival a vizsgálat időszakában a Fertőről 23 faj előfordulását igazoltuk. Az összesen kimutatott 23 faunaelemből 1 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – kurta baing (*Leucaspis delineatus*) – továbbá 2 faj az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is megtalálható – balin (*Aspius aspius*), garda (*Pelecus cultratus*).

A felsorolt fajok közül kiemelnénk a laposkeszeg (*Ballerus ballerus*) kézre kerülését, melyet a recens időszakból egyetlen szakirodalmi forrás sem jelzett a Fertőből. A megállapított fajszám alapján kifejeztük a halfauna abszolút (T_A : 37) és relatív természeti értékét (T_R : 1,276).

Summary

Data was collected on the ichthyofauna of the Lake Fertő (Hungarian side) between October 2003 and July 2008 during nine sampling days. Faunistic data were collected using low-power, battery or inductor operated electric fishing gears working with pulsating direct current and gill nets with different mesh size. After identification of the species all individuals were released. Fishing was carried out from boat or using a backpack gear if the water was wadeable. The exact sites of sampling were identified by GPS, the obtained EOV coordinates were processed using a commercial spatial analyst software. The analysis of faunistic data was carried out using the Access data base management software. The number of individuals of a species and the geocoordinate data were registered on the spot using a digital dictaphone.

During our investigations 8.165 fish specimen were caught and identified, representing 21 species. With the completing catching data of fisherman the occurrence of 23 species is confirmed in Lake Fertő. One of the 23 species (sunbleak - *Leucaspis delineatus*) is protected legally by nature conservation in Hungary while two other species (*asp* - *Aspius aspius*; *knife* - *Pelecus cultratus*) are listed in the Appendices of Habitat Directive. The occurrence of blue bream (*Ballerus ballerus*) is worth mentioning since in recent time the presence of this species was not mentioned by the literature in Lake Fertő. Based on the number of species determined, the absolute (T_A : 37) and relative (T_R : 1,276) conservation values of the fish fauna were expressed.

Bevezetés

A Fertő Magyarország második, míg Közép-Európa harmadik legnagyobb természetes tava. Nagysága ellenére a magyar oldalának halfaunájáról meglehetősen kevés halfaunisztikai adat áll rendelkezésre a recens időszakra vonatkozóan. A Fertő vizének meglehetősen magas a sótartalma, valamint keletkezése óta többször leapadt, kiszáradt, illetve fenéig befagyott, a szikes tavakhoz hasonlóan alakult a sorsa (Varga, 1931). Természetes vízingerőzésekön kívül a teljes lecsapolása, kiszáradása is szóba került, mely heves vitát váltott ki az osztrák és magyar szakemberek között (Varga, 1939). A drasztikus vízszintingadozások miatt a halállománya többször erősen megcsappant, kipusztult majd újra

népesült. Vízének magas sótartalmával magyarázható, hogy halfaunája szegényesebb más, nagyobb állóvizeinkhez (Balaton, Tisza-tó) képest.

Három különböző projekt keretében, egymástól függetlenül gyűjtöttünk a Fertő halfaunájáról adatokat. A három adatgyűjtés eredményeit jelen dolgozatban foglaltuk össze.

Irodalmi áttekintés

A Fertő halászata több száz évre tekint vissza, a legkorábbi történeti adatok XIV-XV. századból származnak (Mikó, 1970, 1971). A két történeti dolgozatban faunisztikai adatokat nem találunk. Az első halfaunisztikai adatok Bél Mátyásnak a magyarországi halakról és azok halászatáról írt nagybecsű művében találhatóak, ami 1740-1745 között keletkezett, de sajnos csak kéziratos formában maradt fenn. Részletesen tárgyalja a fertői kürtő, vejsze használatát, továbbá két faj esetében – a harcsa és a vörösszárnyú keszeg – megjegyzi, hogy a Fertőben is fognak belőlük. A Fertő-tóra vonatkozó fejezet végén, ezt írja. „*De nem tudom, mi történhetett, hogy kb. négy év óta egyetlen halat se lehet fogni ebben a tóban.*” (Deák, 1984). A kézirat lezárásának pontos dátumát nem ismerjük, de Kovács (1962) leírásából tudjuk, hogy 1736-ban és 1740-ben a tó teljesen kiszáradt, így az ezt követő években emiatt egyáltalán nem volt benne hal.

Heckel (1847) alapmunkának tekinthető dolgozata – melyet Chyzer (1863) fordított magyar nyelvre s egészített ki újabb adatokkal – összesen 15 halfajt említ a tóból.

Heckel és Kner (1858) az Osztrák-Magyar Monarchia halait tárgyaló könyvében 13 halfaj előfordulását írta le a Fertőből. A két fajlista között átfedések és eltérések egyaránt vannak: Heckel (1847) nem említi a Fertőből a fenékjáró küllőt és a széles kárászt, míg Heckel és Kner (1858) könyvében a vágócsik, a csuka, a sügér és a süllő elterjedésének ismertetésénél nem találjuk meg a Fertőt, mint lelőhelyet.

Kriesch (1868) szintén 13 faj esetében nevezi meg a Fertőt lelőhelyként, újat nem hoz a korábbi fajlistákhoz képest.

Herman (1887) *A magyar halászat könyvében* népies elnevezések alapján 16 halfajt sorol fel a Fertőből. A fajlistája a fajismertetőknél kiegészül további 5 fajjal, így összesen 21 faj előfordulását rögzítette a tóból. Bárdosi (1961) publikációjából tudjuk, hogy Herman Ottó nagy figyelmet szentelt a fertői halászatnak. Különösen nagy eredménynek tartja, hogy Herman Ottó a Fertőn olyan vejsze- és szigonytípusra talált, mellyel az ország más részein nem találkozott.

Vutskits (1904) *A Magyar Birodalom halrajzi vázlat*a című összefoglaló munkájában a szinonimák, illetve egy hibrid leszámításával, Heckel (1847) és Herman (1887) munkájára hivatkozva 21 fajt sorol fel a tóból. A Faunakatalógusban (Vutskits, 1918) szerepeltetett fajlistával összevetve nem találtunk eltérést, így az 1. táblázatban egy oszlopban szemléltetjük a két fajlistát.

Landgraf (1909a, 1909b) a fertői halászat hanyatlásának tárgyalása mellett javaslatot tesz a Fertő halasítására, melyben főhalként a pontyot nevezi meg, járulékhalként a compót és a kárászt említi, de megjegyzi, hogy a keszegnek, a csukanak és a sügérnek is helye van a tóban.

Unger (1919) édesvízi halhatározójának végén, a hazai halfajokról népies neveket közöl, melyben megjegyzi, hogy a Fertőn a karikakeszeget *jegeskeszegnek*, a kűsz *lőbőnek*, a ponty és a széles kárász összeivásából származó hibridet *pontykárásznak* hívják.

Seligo (1926) fajlistáját Guti (1990) publikációja alapján ismertetjük az 1. táblázatban. Megjegyezzük azonban, hogy a Guti (1990) ismertetőjében megadott 17 fajjal szemben a név szerinti felsorolásban csak 16 faj szerepel.

Haempel (1926, 1929) Fertőre vonatkozó dolgozatában 14 illetve 15 halfaj előfordulását írta le. A Seligo (1926) által új fajokként említett domolykó és szivárványos ökle előfordulását ő is megerősítette.

1. táblázat. A Fertőből leírt halfajok
Table 1. Fish species in the literature in the Lake Fertő

Sorszám	Fajnév	Fajszám																									
		Heckel, 1847	Heckel et Kner, 1858	Kriesch, 1868	Herman, 1887	Vuskits, 1904, 1918	Seligo, 1926	Mika et Breuer, 1928	Haempel, 1929	Mika et Varga, 1935	Varga et Mika, 1937	Czeyer et Mann, 1939	Sauerzopf et Hofbauer, 1959	Vásárhelyi, 1961	Kristócher, 1973	Faludi, 1973 (manuscript)	Tóth, 1976 (manuscript)	Hacker, 1979	Herzig-Straschil, 1989	Keresztesy, 1991 (msec), 1992	Herzig et al., 1994	Miksch et al., 1996	Sallai et Győre, 1997	Harka, 1997	Harka et Sallai, 2004		
1.	<i>Acipenser ruthenus</i>																										
2.	<i>Anguilla anguilla</i>																										
3.	<i>Rutilus rutilus</i>																										
4.	<i>Ctenopharyngodon idella</i>																										
5.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>																										
6.	<i>Squalius cephalus</i>																										
7.	<i>Leuciscus idus</i>																										
8.	<i>Aspius aspius</i>																										
9.	<i>Leucaspis delineatus</i>																										
10.	<i>Alburnus alburnus</i>																										
11.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>																										
12.	<i>Blicca bjoerkna</i>																										
13.	<i>Abramis brama</i>																										
14.	<i>Ballerus ballerus</i>																										
15.	<i>Ballerus sapa</i>																										
16.	<i>Pelecus cultratus</i>																										
17.	<i>Tinca tinca</i>																										
18.	<i>Barbus barbus</i>																										
19.	<i>Gobio obtusirostris</i>																										
20.	<i>Romanogobio vladykovi</i>																										
21.	<i>Pseudorasbora parva</i>																										
22.	<i>Rhodeus amarus</i>																										
23.	<i>Carassius carassius</i>																										
24.	<i>Carassius gibelio</i>																										
25.	<i>Cyprinus carpio</i>																										
26.	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>																										
27.	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>																										
28.	<i>Barbatula barbatula</i>																										
29.	<i>Misgurnus fossilis</i>																										
30.	<i>Cobitis elongatoides</i>																										
31.	<i>Silurus glanis</i>																										
32.	<i>Ameiurus melas</i>																										
33.	<i>Salmo trutta m. fario</i>																										
34.	<i>Oncorhynchus mykiss</i>																										
35.	<i>Umbra krameri</i>																										
36.	<i>Esox lucius</i>																										
37.	<i>Lota lota</i>																										
38.	<i>Lepomis gibbosus</i>																										
39.	<i>Perca fluviatilis</i>																										
40.	<i>Gymnocephalus cernua</i>																										
41.	<i>Sander lucioperca</i>																										
42.	<i>Sander volgensis</i>																										
43.	<i>Proterorhinus semilunaris</i>																										
	Fajszám	15	13	13	21	21	16	27	15	28	12	10	29	18	24	23	34	23	21	19	21	20	10	25	25		

Mika és Breuer (1928) a Fertő csonka-magyarországi oldalának halfaunáját foglalja össze. Összesen 23 fajt sorolnak fel, illetve további 4 fajról jegyzik meg, hogy alkalmilag előfordulnak a tóban. Új fajként említik a korábbi fajlistákhoz képest a jászkeszeget, a kurta baingot, a szivárványos öklét és a tarka gébet.

Hankó (1931) Magyarország halainak eredetéről és elterjedéséről írt dolgozatában 4 fajnál találtuk meg a Fertőt lelőhelyként: jászkeszeg, lápi póc, vágódurbincs, tarka géb.

Mika (1933) a dévérkeszeg és a karikakeszeg hibridjének fertői előfordulását írja le, továbbá megemlíti, hogy a Fertőben a leggyakoribb hibrid a ponty és a széles kárász összeivásából származik.

Homér (1933) Magyarország halászati földrajzát ismertető publikációjában megemlíti, hogy pl. 1917-ben a Fertő magyar oldaláról szinte teljesen eltűnt a víz, továbbá hogy a legjelentősebb gazdasági hala a tónak a csuka, a compó és a kárász.

Mika és Varga (1935) a Fertőn eddig bekövetkezett katasztrófáknak a halállományra és a halászatra gyakorolt hatását tárgyalja dolgozatában. Áttekintik a Fertőből eddig ismert halfajokat, összesen 30 fajt sorolnak fel. A szerzők a lápi pócról írják, hogy 1924 óta nagy alaposággal keresték a fajt, de nem sikerült megtalálniuk, és a Heckel (1847) által „Hundsfisch”-ként ismert halacska nevét a legidősebb halászok sem ismerik, ezért biztosra vehető, hogy a Fertőből teljesen kipusztult. A kövicsíkről megjegyzik, hogy a Fertőrákosi-patak sopronkőhidai részén előfordul, de a Fertőben nem él, így fertői fajlistájuk 28 fajra redukálódik.

Varga és Mika (1937) a Fertő magyar oldalának utolsó 12 évi halászatát tekintik át, dolgozatukban összesen 12 fajról tesznek említést.

Geyer és Mann (1939) a Fertő magyar oldalán végzett halászatbiológiai vizsgálatokat. A vizsgálatok 10 fertői halfajra terjedtek ki.

Mika és Varga (1940) a tarka géb magyarországi elterjedéséről szolgált adatokat, megemlítve a faj fertői előfordulását is.

Varga (1943, 1944) a Fertő osztrák oldalának halászati viszonyairól számol be, és közli, hogy a két legfontosabb halfaj a csuka és a ponty. Ezekon kívül megemlíti, hogy szívesen fogott kisebb termetű faj a compó, a dévérkeszeg, a balin, a sügér és a réticsík. Továbbá leírja, hogy ritkán a vágódurbincs, a szivárványos pisztráng és a harcsa is hálóba akad, furszállja, hogy a kárászárról nem tesznek említést.

Lehmann (1958) a lápi póc fertői, újbóli megkerüléséről számol be.

Woynárovich (1958) az 1936-43 évek közötti halászati fogási eredményekről ír, miszerint a ponty, a csuka, a kárász és az egyéb halak fogása folyamatosan emelkedett.

Sauerzopt és Hofbauer (1959) fajlistáját szintén Guti (1990) cikkéből ismerjük, összesen 23 fajt sorol fel, de a garda fertői előfordulását megkérdőjelezi.

Vásárhelyi (1959) 1916-ból angolnafogási adatot közöl a Fertőből.

Vásárhelyi (1961) Magyarország halait bemutató könyvében a lelőhelyek felsorolásánál Herman (1887) könyvéből és Vutskits (1918) faunakatalógusából merített. Egyedül az angolnát említi újként a két fajlistához képest, összesen 18 fajnál írja a Fertőt lelőhelyként.

Bárdosi (1959, 1976, 1994) dolgozataiban, illetve könyvében elsősorban a Fertőn használt népies halászeszközök ismertetésével és azok alkalmazásával foglalkozik. Könyvében (Bárdosi, 1994) a Fertő halainak ismertetésénél Mika és Breuer (1928) adatait vette át, de értékes információkat közöl a tó halairól, melyeket a helyi halászköztől gyűjtött.

Tahy (1967) egy fertői bemutatóhalászatról számol be, melynek során a halász angolnát, compót, balint, amurt és csukát fogott.

Tóth (1969) a Fertő halászfogásainak az 1957-1968 közötti alakulásáról számol be. A ponty kifogott mennyisége csökkent, míg az angolnászámány emelkedett.

Kritstcher (1973) fertői parazitológiai vizsgálati során 21 halfaj került meg. Újként írja le a Fertőből a naphal előfordulását.

Cs. Németh (1974) Faludi diplomamunkájának riportszerű összefoglalásával a Kisalföld hasábjain ismertette a Fertő halfaunáját.

Szöllösi (1974) a Fertő 1967-1973. közötti halászati fogási eredményeit tekinti át. Meglepő a csuka magas fogási aránya, illetve az angolna, a süllő, és a keszegek mennyiségének az emelkedése a zsákmányban.

Hacker (1979) fajlistáját Herzig és munkatársai (1994) munkájából ismerjük. Ez alapján a Fertőből 23 faj előfordulását írta le.

Paulovits és Bíró (1984) a fertői angolnák növekedésének vizsgálati eredményeit adják közre.

Anheldt (1988) a tarka géb ausztriai lelőhelyeit tekinti át, a geokoordinátákkal ellátott lelőhelyek felsorolásánál több fertői lelőhelyet is közöl.

Herzig-Straschil (1989) a Fertő halfaunáját foglalja össze. Az összesen közölt 35 faj közül 7 fajról jegyzi meg, hogy kipusztult, és további 7 fajnak kérdőjelezi meg a recens előfordulását.

Keresztessy (1992) a Fertő és a Hanság környékéről szolgáltat adatokat. 1991-ben egy kutatási jelentést is összeállított a térségben kimutatott fajokról. A két fajlista között átfedések és eltérések egyaránt vannak, de összegezve a fajlistáit, kimondottan a Fertőből 8, a vízrendszerhez tartozó Hansági-főcsatornából 16, míg Rákos-patakából 4 halfaj előfordulását sikerült bizonyítani, együttesen 19 fajt írt le.

Herzig és munkatársai (1994) a Fertő osztrák oldalán folytattak halászatbiológiai kutatásokat. Fajlistájukban 21 fajt sorolnak fel. Igen érdekes adatot közölnek az ezüstkárásról, miszerint a bécsi Természettudományi Múzeum katalogizált halgyűjteményében 7 példány ezüstkárász (*Carassius gibelio*) található 1825-ből(!), melyek széles kárászként (*Carassius carassius*) lettek meghatározva. Ez az adat felveti annak gyanúját, hogy a Bloch (1782-1784) atlasza I. kötetének XII. tábláján szereplő, *Cyprinus gibelio* néven ábrázolt hal nem más, mint az ezüstkárász (*Carassius gibelio*).

Mikschi és munkatársai (1996) 1992-es vizsgálatai alapján a Fertő osztrák oldalán 20 halfaj jelenlétét regisztrálták. További két faj, a fekete törpeharcsa és kősüllő fertői előfordulását megkérdőjelezzik.

Sallai és Györe (1997) a Hansági-főcsatorna zsilip alatti, Fertő felőli oldalát mintázta egyszeri alkalommal. Halászatuk során összesen 10 faj egyedeiből fogtak, köztük 3 szivárványos öklét is, melyek valószínűleg a fentebbi szakaszról kerültek ide.

Harka (1997), valamint Harka és Sallai (2004) összefoglalják az elmúlt 25 év halfaunisztikai adatait. A két könyvben a saját adataik mellett a recens időszakra vonatkozó publikált adatokat is felhasználták az előfordulási adatok összeállításához. Ezek alapján a Fertőből 25 faj előfordulását írták le, a két könyv fajlistája között nincs eltérés.

A feldolgozott források alapján a kezdetektől összesen 43 halfaj jelenlétét jelezték a Fertőből (*l. táblázat*), a recens időszakból 29 faj előfordulását írták le a különböző szerzők (Herzig-Straschil, 1989; Keresztessy, 1992; Herzig et al., 1994; Mikschi et al., 1996, Sallai és Györe, 1997; Harka, 1997; Harka és Sallai, 2004).

Anyag és módszer

A faunisztikai adatok gyűjtését egy német gyártmányú, HANS GRASSL EL 64 II GI Honda GX390 típusú (max. 300/600 V, 7/120 kW) pulzáló egyenáramot előállító, aggregátoros rendszerű elektromos halászgéppel végeztük csónakból, míg a kisebb, gázolható vízterekben a mintavételezést egy lengyel gyártmányú, IUP-12 típusú (350 V, 4-15 A, 40-120 W) pulzáló egyenáramot előállító, akkumulátoros rendszerű halászgéppel végeztük vízben gázolva. Halászgépeink semmilyen maradandó sérülést nem okoztak a kifogott halakban, azok rövid időn belül magukhoz tértek és éltsztek. A halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor. Az elektromos halászatot kombináltuk 50, 55, 60 mm szembőségű, 30 és 50 m hosszú 6 darab

kopolyúhálóval és 1 darab 50 m hosszú, 50 mm szembőségű tükörhálóval. Ezenkívül két helyszínen paneles kopolyúhálóval is folytattunk halászatot. A fajlistáink teljesebbé tétele érdekében a Fertőn dolgozó halászok zsákmányát is átvizsgáltuk.

A gyűjtési helyeket GPS (PDA) segítségével mértük be, a koordinátákat egy asztali térinformatikai szoftver segítségével dolgoztuk fel. A mintaszakaszok közigazgatási hovatartozását az EOV-koordináták alapján határoztuk meg. A fajonkénti egyedszámok és a geokoordináták rögzítésére digitális diktafonokat használtunk. A diktafonos adatok lehallgatásánál a fajonkénti egyedszámokat mintahelyenként adatlapokon összegeztük, majd Access adatbáziskezelő szoftver segítségével töltöttük fel adatbázisba az adatokat. A terepi tájékozódásban az 1:25.000 méretarányú katonai térképek voltak segítségünkre. A vizsgált szakaszok felső és alsó pontján is megmértük a geokoordinátákat, melyeket térképen is ábrázoltunk (1. ábra). (A térképen háromszöggel a 2003. évi mintahelyeket, a körrel a 2005-2006. évi, míg négyzettel a 2008. évi mintahelyek alsó és felső pontjait jelöltük.) Az alsó és felső pont megadásával viszonylag pontosan mérhető egy-egy mintavételi egység hossza. A mintavételeknél a halászgép hatótávolságát az aggregátoros halászgép esetében 3 m, míg az akkumulátoros halászgép esetében 2 m szélességben állapítottuk meg, a mederhossz-szelvényre, illetve partélre merőlegesen.



1. ábra. Mintahelyek a Fertőn, 2003-2008
Fig. 1. Sampling sites on the Lake Fertő, 2003-2008

A mintahelyek előzetes kijelölése légifotó (Google Earth) alapján történt. A geokoordinátákat leolvasva a PDA-nkra töltöttük azokat, a vízben történő könnyebb tájékozódás végett. A mintaszakaszokat úgy jelöltük ki, hogy minél változatosabb partszakaszok kerüljenek mintázásra, hogy eredményeink kellően reprezentatívak legyenek. A kijelölt vonalas típusú fedvényeket szintén feltöltöttük a PDA-nkra, a mintázásokat ez alapján végeztük.

Eredmények

Vizsgálataink során összesen 8165 halegyedet határoztunk meg, melyek 21 fajt képviseltek. Az összes egyedszámból 7022 (86 %) példányt elektromos halászgéppel

fogtunk, míg 1143 (14 %) halegyedet különféle állítóhálókkal – paneles kopolyuháló, kopolyuháló, tükörháló, varsa – gyűjtöttünk be.

A halászatról és a horgászatról szóló 1997. évi XLI. törvény rendelkezései értelmében a halászatra jogosultnak jelentési kötelezettsége van az évenként kihelyezett és az évente kifogott halmennyiségről. A kifogott halmennyiségek a halászok és horgászok fogási naplóiból származnak, melyeket pontatlanul, hiányosan vezetnek. Ezekből az adatokból könnyelműség lenne egy-egy faj állományváltozására vonatkozóan megállapításokat tenni, de valamilyen szinten a tendenciák mégis nyomon követhetők, egy fajlista összeállításához pedig minden további nélkül felhasználhatók. Ez alapján a saját vizsgálatból származó 21-es fajlistánkat további 2 taxonnal tudtuk kiegészíteni, a balinnal és a busával. Az ily módon összesen kimutatott 23 faunaelemről 1 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – kurta baing (*Leucaspis delineatus*) –, 2 faj pedig az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékében szerepel: a balin (*Aspius aspius*) és a garda (*Pelecus cultratus*).

A következőkben Nelson (1984) fejlődéstörténeti rendszere alapján, taxonómiai sorrendben ismertetjük a Fertő magyar oldalán fogott fajokat és azok előfordulási adatait. A fajonkénti gyűjtési helyeket ABC-sorrendbe rendeztük.

Az adatok közlésénél a Dévai és munkatársai (1987) által javasolt faunisztikai adatközlés formai követelményeit vettük irányadónak, a gyűjtés helye és időpontja után az egyedszámot közöljük. Az adatokat kiegészítettük a gyűjtő nevének és a gyűjtés módszerének a kódjával. A gyűjtők nevének rövidítésére az alábbi jelölést használtuk: Benkhard Borbála – BB, Csikai Csaba – CSCS, Dobos Géza – DG, Györe Károly – GYK, Halasi-Kovács Béla – HKB, Medvegy László – ML, ifj. Orcsik Tibor – OT, Sallai Zoltán – SZ, Specziár András – SA. Az ismeretlen gyűjtőket „ANONYM” jelzéssel láttuk el. A halászok varsás fogásából származó adatokat „+VARS”, a kopolyuhálóval fogott adatoknál a gyűjtés eszközét „+KH”, a tükörhálóval fogott halaknál „+TH”, míg az elektromos halászgéppel gyűjtött adatokat „+EHG” kóddal jelöltük.

A fajok elnevezésénél Kottelat és Freyhof (2007) munkáját tekintettük irányadónak.

1. Angolna – *Anguilla anguilla* (LINNAEUS, 1758)

A hazai vizekben szórványos előfordulású, korábban a Balatonba és a Fertőbe nagy tömegbe telepítették, de a pusztulások miatt a kihelyezésekkel leálltak. Több külföldi szakember véleménye szerint mára állománya meglehetősen lecsökkent, veszélyeztetett fajjá vált. Az első fertői előfordulását Mika és Breuer 1928-ban írták le. A Fertőben a telepítések elmaradásával csökkent számuk, de ma sem ritkaság.

Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 5, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 1, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdültelep felett (Sopron): 2003.10.22, 3, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 1, SA és DG, KH.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 3, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 8, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 1, SZ és OT, +EHG; 2008.07.26, 4, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, országhatár (Sopron): 2008.07.29, 2, ANONYM, +VARS; 2008.07.29, 3, ANONYM, +VARS, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG.

2. Bodorka – *Rutilus rutilus* (LINNAEUS, 1758)

Heckel (1847) óta valamennyi feldolgozott forrásmunkában találunk utalást a fertői előfordulására vonatkozóan. Stabilit, önfenntartó állománya él a Fertőben, gyakori faj.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 497, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 24, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 3, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 2, SA és DG, KH, Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 2, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 3, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Csárda-csatorna (Sopron): 2008.07.28, 21, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 204, SZ és OT, +EHG; 2008.07.26, 11, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 8, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-csatorna (Hidegség): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 16, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 55, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kis-Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 5, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 81, SZ és OT, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG.

3. Amur – *Ctenopharyngodon idella* (VALENCIENNES, 1844)

Jó sporthal lévén rendszeresen telepítik a horgászkezelésű tavakba, és a törvény tiltása ellenére sajnálatosan a természetes vizekbe is. A Fertőbe is telepítés útján, valószínűleg a ponttyal keverten érkeztetett. Ritka, bár az utóbbi években emelkedett a kifogott mennyisége.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 1, HKB és BB, +EHG.

4. Vörösszárnú keszeg – *Scardinius erythrophthalmus* (LINNAEUS, 1758)

Seligo (1920) munkájának kivételével valamennyi idézett faunisztikai forrásmunkában megtaláljuk. Stabil, önfenntartó populációja él a Fertőben, igen gyakori halfaj.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 37, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 10, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.21, 2, GYK, CSCS, KL és ML, +TH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdültelep felett (Sopron): 2003.10.22, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Soproni-csatorna torkolatával szemben (Sopron): 2003.10.21, 2, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.22, 1, GYK, CSCS, KL és ML, +KH.

Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 1, SA és DG, EHG, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 1, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 6, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Bozi kapu, Bozi-csatorna (Fertőboz): 2008.07.25, 38, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda kapu (Sopron): 2008.07.25, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda-csatorna (Sopron): 2008.07.28, 27, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 14, SZ és OT, +EHG; 2008.07.26, 47, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 6, SZ és OT, +EHG, Fertő, Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 70, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 40, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-csatorna (Hidegség): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 26, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 17, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kőrgáti-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 15, SZ és OT, +EHG; Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 31, SZ és OT, +EHG.

5. Balin – *Aspius aspius* (LINNAEUS, 1758)

Európai veszélyeztetettségű halunk, szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és V. függelékében. Elsőként Heckel (1847) írta le előfordulását a Fertőből, de azóta több idevágó publikáció is említi (Herman, 1887; Mika és Breuer, 1928; Mika és Varga, 1935, Sauerzopt és Hofbauer, 1959; Herzig et al., 1994, stb.). Vizsgálataink során egyáltalán nem talákoztunk a fajjal, azonban a Halászati Adattárban 1998-2008 között évi 3-47 kilogrammal szerepel a fogott fajok között. A Fertő sekély vize nem elégíti ki a faj ökológiai igényeit, a szaporodása is kizárható. Igen ritka, alkalmi előforduló, a keszegtelepítésekkel, illetve a Hansági-főcsatornán keresztül juthat be.

6. Kurta baing – *Leucaspis delineatus* (HECKEL, 1843)

Ezt az apró termetű védett halunkat elsőként Mika és Breuer (1928) írta le jelenlétét a Fertőből. A vizsgálat során igen ritkának mutatkozott.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 14, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 1, SZ és OT, +EHG.

7. Kűsz – *Alburnus alburnus* (LINNAEUS, 1758)

Kriesch (1868) kivételével valamennyi Fertőre vonatkozó szakirodalom említi. A Fertőben stabil önfenntartó populációja él, igen gyakori faj.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 23, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 18, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdültelep felett (Sopron): 2003.10.22, 5, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 393, SA és DG, KH, Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 11, SA és DG, EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok déli része (Sopron): 2005.08.17, 192, SA és DG, KH, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 34, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 77, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 93, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Bozi kapu, Bozi-csatorna (Fertőboz): 2008.07.25, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda-csatorna (Sopron): 2008.07.28, 5, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 122, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 78, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-csatorna (Hidegség): 2008.07.28, 270, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 7, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 200, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Hidegség): 2008.07.28, 5, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 180, SZ és OT, +EHG, Fertő, Körgáti-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 2945, SZ és OT, +EHG, Fertő, országhatár (Sopron): 2008.07.29, 3, ANONYM, +VARS.

8. Karikakeszeg – *Blicca bjoerkna* (LINNAEUS, 1758)

A Fertőre vonatkozó publikációk nagy részében megemlítik, az első publikált adata Heckeltől (1847) származik. A Fertőben stabil az állománya, gyakorinak mondható.

Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 4, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 15, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülotelep felett (Sopron): 2003.10.22, 6, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 66, SA és DG, KH, Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 18, SA és DG, EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok déli része (Sopron): 2005.08.17, 42, SA és DG, KH, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 14, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 34, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 18, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 23, SZ és OT, +EHG; 2008.07.26, 2, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 13, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-csatorna (Hidegség): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 20, SZ és OT, +EHG, Fertő, Körgáti-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 18, SZ és OT, +EHG, Fertő, országhatár (Sopron): 2008.07.29, 5, ANONYM, +VARS; 2008.07.29, 5, ANONYM, +VARS, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 10, SZ és OT, +EHG.

9. Dévérkeszeg – *Abramis brama* (LINNAEUS, 1758)

A Fertőre vonatkozó szakcikkek közül egyedül Sallai és Györe (1997) alkalmi adatgyűjtése során nem került elő. Az előző fajnál kisebb egyedszámban fogtuk, mérsékeltén gyakorinak találtuk.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 4, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.20, 1, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.20, 2, GYK, CSCS, KL és ML, +TH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 7, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.21, 12, GYK, CSCS, KL és ML, +TH; 2003.10.21, 4, GYK, CSCS, KL és ML, +KH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 36, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülotelep felett (Sopron): 2003.10.22, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Soproni-csatorna torkolatával szemben (Sopron): 2003.10.20, 3, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.21, 11, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.22, 2, GYK, CSCS, KL és ML, +KH.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 14, SA és DG, KH, Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 2, SA és DG, EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok déli része (Sopron): 2005.08.17, 8, SA és DG, KH, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 10, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 29, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 87, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Csárda-csatorna (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 1, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 1, ANONYM, +VARS, Fertő, Körgáti-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 8, SZ és OT, +EHG, Fertő, országhatár (Sopron): 2008.07.29, 10, ANONYM, +VARS, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 2, SZ és OT, +EHG.

10. Laposkeszeg – *Ballerus ballerus* (LINNAEUS, 1758)

Heckel (1847) és Tóth 1976-os kézírata között a legtöbb publikációban megtaláljuk, de nem jelzik gyakorinak. Igen ritka, egyetlen példánya a Péter-saroknál került kézre.

Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 1, GYK, CSCS és ML, +EHG.

11. Garda – *Pelecus cultratus* (LINNAEUS, 1758)

Igen ritka, európai veszélyeztetettségű fajunk, ami több szomszédos ország javaslatára az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és V. függelékébe is bekerült. A faj veszélyeztetettségét igazolja, hogy az IUCN vörös könyvébe is beemelték. A faj első fertői előfordulását Mika és Varga (1935) írta le. A szakirodalomból arra következtethetünk, hogy a Fertőben a XX. század második felétől vált gyakoribbá, vizsgálataink során mérsékeltén gyakran mutatkozott.

Fertő, Rákosi-öböl, Üdülőtelep felett (Sopron): 2003.10.22, 1, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 55, SA és DG, KH, Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 1, SA és DG, EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok déli része (Sopron): 2005.08.17, 96, SA és DG, KH, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 9, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 11, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 21, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 4, SZ és OT, +EHG, Fertő, Körgáti-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 16, SZ és OT, +EHG, Fertő, országhatár (Sopron): 2008.07.29, 20, ANONYM, +VAR; 2008.07.29, 60, ANONYM, +VAR.

12. Compó – *Tinca tinca* (LINNAEUS, 1758)

A faj első fertői előfordulásáról Herman (1887) alapművében találunk adatokat. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóságtól származó adatok alapján 2005-ben 300, 2007-ben 200 kg egynyaras compót helyeztek ki, mindezek ellenére igen ritka fajnak találtuk, a fogási eredményekben sem jelentkezik.

Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 4, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki kapu, Homoki-csatorna (Fertőhomok): 2008.07.25, 1, SZ és OT, +EHG, Tőzegbánya-tó (Hidegség): 2008.07.25, 3, SZ és OT, +EHG.

13. Razbóra – *Pseudorasbora parva* (TEMMINCK és SCHLEGEL, 1846)

A Fertőbe viszonylag későn jutott be, elsőként Sallai és Györe (1997) írja le jelenlétét a tóból. A Fertőben kis egyedszámú populációját találtuk, szinte mindenhol előfordul, de sehol sem tömeges.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 3, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok (Sopron): 2003.10.21, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülőtelep felett (Sopron): 2003.10.22, 4, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 1, SA és DG, EHG.

Fertő, Bozi kapu, Bozi-csatorna (Fertőboz): 2008.07.25, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda-csatorna (Sopron): 2008.07.28, 20, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 5, SZ és OT, +EHG; 2008.07.26, 1, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Körgáti-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 4, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 3, SZ és OT, +EHG.

14. Széles kárász – *Carassius carassius* (LINNAEUS, 1758)

Kizárólag mocsarakban, eutrofizálódott vizekben maradtak fenn populációi. Javaslatunk ellenére (Sallai, 2000) nem került be a védett fajok listájára, pedig csökkenő állományait nem csak hazánkból, hanem a környező országokból is jelezték a szakemberek, maximálisan indokolt lenne a védettsége. Bănărescu (1993, 1994) Romániában a *Romanichthys valsanicola* után a második legveszélyeztetettebb fajként a széles kárászt (*Carassius carassius*) jelölte meg. Heckel és Kner (1858) leírásától kezdődően, Herzig és munkatársainak (1994) publikációjával bezáróan valamennyi feldogozott szakirodalom említi a Fertőből. Eltűnőben lévő, ritka veszélyeztetett faunaelemünk, a Fertőbe 2007-ben 100 kg-nyi egynyaras széles kárászt telepítettek, mindezek ellenére igen ritka fajként regisztráltuk.

Fertő, Bozi kapu, Bozi-csatorna (Fertőboz): 2008.07.25, 1, SZ és OT, +EHG, Tőzegbánya-tó (Hidegség): 2008.07.25, 2, SZ és OT, +EHG.

15. Ezüstkárász – *Carassius gibelio* (BLOCH, 1782)

Herzig és munkatársainak (1994) dolgozata bizonyítja, hogy az ezüstkárász a Bulgáriából történő 1954-es importját megelőzően is jelen volt faunaterületünkön, a bécsi Természettudományi Múzeum katalogizált halgyűjteményében 7 példány Fertőből gyűjtött ezüstkárász (*Carassius gibelio*) található 1825-ből(!), melyek széles kárászként (*Carassius carassius*) lettek meghatározva. Ez alapján gyanítjuk, hogy a Heckel (1847), Heckel és Kner (1858) által *Carassius gibelio* néven, kövi kárászként leírt hal nem más, mint az ezüstkárász. Álló- és folyóvizekben egyaránt előforduló euritóp hal, a Fertőben gyakorinak mondható, melyet a fogási eredmények is alátámasztanak, 1995-2008 között a kifogott mennyiségének maximumát 1999-ben érte el, 14.490 kg-ot fogtak a halászok.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 313, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.20, 1, GYK, CSCS, KL és ML, +KH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 171, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.21, 4, GYK, CSCS, KL és ML, +TH; 2003.10.21, 4, GYK, CSCS, KL és ML, +KH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 12, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülőtelep felett (Sopron): 2003.10.22, 14, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Soproni-csatorna torkolatával szemben (Sopron): 2003.10.20, 6, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.21, 7, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.22, 3, GYK, CSCS, KL és ML, +KH.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 3, SA és DG, KH, Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 7, SA és DG, EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok déli része (Sopron): 2005.08.17, 1, SA és DG, KH, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 4, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 1, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 31, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Csárda kapu melletti vízállás (Sopron): 2008.07.25, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 6, SZ és OT, +EHG; 2008.07.26, 15, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 11, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 1, ANONYM, +VARS, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG.

16. Ponty – *Cyprinus carpio* LINNAEUS, 1758

A ponty vad változata (nyurga- és tőponty) az IUCN vörös listáján is szerepel. Az első leírása Heckeltől (1847) származik, a Keresztessy (1992) publikációjának kivételével valamennyi szerző jelzi előfordulását a Fertőből. A felmérésünk során többnyire a nemesített változathoz tartozó egyedekkel találkoztunk, mérsékelten gyakorinak mutatkozott.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 44, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 7, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.21, 2, GYK, CSCS, KL és ML, +TH; 2003.10.21, 1, GYK, CSCS, KL és ML, +KH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 4, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülőtelep felett (Sopron): 2003.10.22, 9, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Soproni-csatorna torkolatával szemben (Sopron): 2003.10.20, 5, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.21, 10, GYK, CSCS, KL és ML, +KH.

Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 6, SA és DG, EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok déli része (Sopron): 2005.08.17, 1, SA és DG, KH, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 1, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 2, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 3, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 1, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-csatorna (Hidegség): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG.

17. Busa – *Hypophthalmichthys sp.*

A tó osztrák oldaláról több szerző (Hacker, 1979, Herzig-Straschil, 1989, Herzig et al., 1994) is leírta a fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*) előfordulását. Saját előfordulási adatokkal nem rendelkezünk egyik busafajról sem, de a halászsákmányban 1998. óta minden évben szerepel, 91-1.394 kg közötti mennyiségben. A fogási eredményekből nem derül ki, hogy pontosan melyik fajról van szó.

18. Harcsa – *Silurus glanis* LINNAEUS, 1758

Elsőként Bél (1740-1745) említi a Fertőből, az idevágó publikációk nagy részében találunk utalást a faj fertői jelenlétére vonatkozóan. A vizsgálataink alapján a ritka faj.

Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 1, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.21, 2, GYK, CSCS, KL és ML, +KH, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülőttelep felett (Sopron): 2003.10.22, 6, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Soproni-csatorna torkolatával szemben (Sopron): 2003.10.20, 1, GYK, CSCS, KL és ML, +KH.

Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 4, SA és DG, EHG, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 3, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 1, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 2, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 1, ANONYM, +VARS, Fertő, országhatár (Sopron): 2008.07.29, 1, ANONYM, +VARS; 2008.07.29, 10, ANONYM, +VARS.

19. Csuka – *Esox lucius* LINNAEUS, 1758

Heckel (1847) munkájától megkezdve valamennyi szakirodalom hozza a Fertőből, kivéve Heckel és Kner (1858) könyvét, ahol a faj leírásánál nem találtuk meg a Fertőt a lelőhelyek felsorolásánál, illetve Vásárhelyi (1961) nem sorol fel a csuka esetében konkrét lelőhelyeket. A Fertőben ritkulóban van, a halászok és horgászok zsákmányában is csökkenő arányban szerepel, ez részben a süllő korábbi nagyobb arányú népesítésével is összefüggésbe hozható, pedig korábban (Varga, 1943, 1944, Woynárovich, 1958, Mika, 1962, Tóth, 1969, Szöllösi, 1974) is és a Fertő élőhelyi sajátosságaiból adódóan a Fertő fő ragadozóhalának a csukának kellene lennie. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság 2005-2007 évek között minden évben 35.000 darab előnevelt ivadékokat helyezett ki, melynek eredménye egyelőre nem mutatkozik meg a fogási eredményekben.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 18, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.20, 1, GYK, CSCS, KL és ML, +TH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 1, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Soproni-csatorna torkolatával szemben (Sopron): 2003.10.20, 1, GYK, CSCS, KL és ML, +KH.

Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 1, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Bozi kapu, Bozi-csatorna (Fertőboz): 2008.07.25, 4, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda-csatorna (Sopron): 2008.07.28, 4, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 2, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 4, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 33, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kis-Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 1, SZ és OT, +EHG, Tőzgebánya-tó (Hidegség): 2008.07.25, 1, SZ és OT, +EHG.

20. Naphal – *Lepomis gibbosus* (LINNAEUS, 1758)

Elsőként Kritschner (1973) dolgozatában találkozhatunk a fajjal, ellenben Faludi 1973-ban beadott diplomamunkájában leírtak alapján nem találkozott a fajjal a magyar oldalon. Viszonylag későn hatolt be a Fertőbe, jelenleg mérsékeltén gyakorinak találtuk, visszaszorításában nagyobb szerepet kaphatna a csuka.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 52, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülőttelep felett (Sopron): 2003.10.22, 7, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 10, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 30, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Bozi kapu, Bozi-csatorna (Fertőboz): 2008.07.25, 20, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda kapu (Sopron): 2008.07.25, 6, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda kapu melletti vízállás (Sopron): 2008.07.25, 6, SZ és OT, +EHG, Fertő, Csárda-csatorna (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 11, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Herlakni-tó (Sopron): 2008.07.28, 6, SZ és OT, +EHG, Fertő, Hidegségi kapu, Hidegségi-csatorna (Hidegség): 2008.07.25, 10, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-csatorna (Hidegség): 2008.07.28, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-öböl (Hidegség): 2008.07.28, 17, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Kör-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 3, SZ és OT, +EHG, Fertő, Körgáti-csatorna (Fertőszéplak): 2008.07.26, 1, SZ és OT, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 35, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 2, SZ és OT, +EHG, Tőzgebánya-tó (Hidegség): 2008.07.25, 1, SZ és OT, +EHG.

21. Sügér – *Perca fluviatilis* LINNAEUS, 1758

A faj első fertői leírója Heckel (1847) volt, azonban a Heckel és Kner (1858) könyvében, a faj lelőhelyeinek felsorolásánál nem találjuk meg a Fertőt, Sallai és Györe

(1997) alkalmi adatgyűjtése során szintén nem került elő, ezeken kívül valamennyi idevágó szakirodalomban találunk fertői előfordulására vonatkozó utalást. A felmérés során igen ritka fajnak regisztráltuk, pedig Varga és Mika (1937) és Mika (1962) szerint közönséges volt a Fertőben.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 4, GYK, CSCS és ML, +EHG.

22. Vágódurbincs – *Gymnocephalus cernua* (LINNAEUS, 1758)

A faj ökológiai igényéről megállapítható, hogy előfordulása inkább az állóvizeinkre, lassú áramlású csatornáinkra jellemző. Az utóbbi évtizedekben kissé visszaszorult. A faj első fertői adatát Herman (1887) szolgáltatta, az idevonatkozó szakcikkek zömében megemlítik előfordulását. A vizsgálat során mindössze két helyről került kézre, igen ritka.

Fertő, Rákosi-öböl déli része (Sopron): 2003.10.20, 1, GYK, CSCS és ML, +EHG.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 7, SA és DG, KH.

23. Süllő – *Sander lucioperca* (LINNAEUS, 1758)

A Fertőből Heckel (1847) írta le elsőként, Mika (1962) szerint a Fertőből egyáltalán nincs arra vonatkozó adat, hogy valaha is honos lett volna a tóban, Mika és Breuer (1928) az elvétve előforduló, betévedő fajok közé sorolja. Mika (1962) aggályát fejezte ki, hogy a Fertőben a süllő meghonosodhatna, bár ezen aggályát már Faludi kéziratosa anyagában teljesen szétoszlatta, aki szerint a Duna 1967. évi magas vízállásánál települt be és szaporodott el a Fertőben. Felméréseink során mérsékelten gyakorinak mutatkozott.

Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok (Sopron): 2003.10.21, 6, GYK, CSCS és ML, +EHG; 2003.10.21, 4, GYK, CSCS, KL és ML, +TH, 2003.10.21, 4, GYK, CSCS, KL és ML, +KH, Fertő, Rákosi-öböl, Péter-sarok felett (Sopron): 2003.10.21, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Üdülőtelep felett (Sopron): 2003.10.22, 2, GYK, CSCS és ML, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Soproni-csatorna torkolatával szemben (Sopron): 2003.10.20, 14, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.21, 12, GYK, CSCS, KL és ML, +KH; 2003.10.22, 5, GYK, CSCS, KL és ML, +KH.

Fertő, Madárvárta-öböl, Határ-bokortól északra (Sarród): 2005.08.16, 1, SA és DG, KH, Fertő, Madárvárta-öböl déli része (Fertőszéplak, Hegykő): 2005.08.16, 3, SA és DG, EHG, Fertő, Rákosi-öböl, Pétersarok déli része (Sopron): 2005.08.17, 2, SA és DG, KH, Fertő, Püspök-tótól észak-nyugatra (Sopron): 2005.08.17, 4, SA és DG, EHG.

Fertő, Rákosi-öböl, strand (Sopron): 2006.09.08, 6, HKB és BB, +EHG, Fertő, Rákosi-öböl, strand alatt (Sopron): 2006.09.08, 14, HKB és BB, +EHG.

Fertő, Hansági-főcsatorna (Sarród): 2008.07.26, 5, SZ és OT, +EHG; 2008.07.26, 4, SZ és OT, +EHG; 2008.07.28, 2, SZ és OT, +EHG, Fertő, Homoki-tó (Hidegség): 2008.07.28, 5, ANONYM, +VARS, Fertő, országhatár (Sopron): 2008.07.29, 6, ANONYM, +VARS, Fertő, Rákosi-öböl (Sopron): 2008.07.28, 1, SZ és OT, +EHG.

Értékelés

Fogási eredmények értékelése

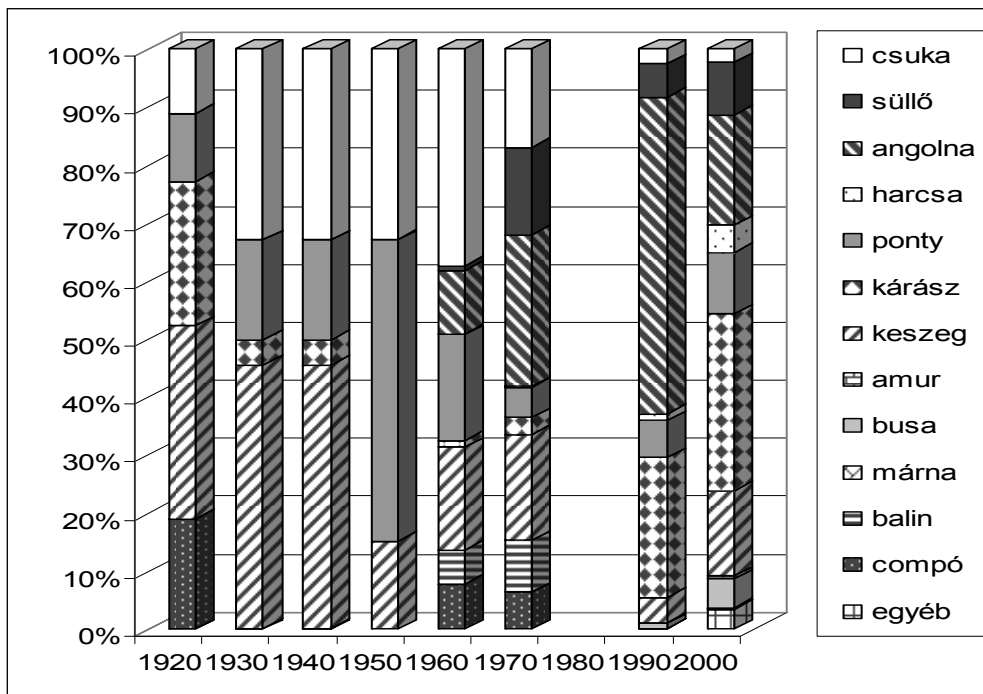
Néhány kéziratosa anyag nyomtatásban nem jelent meg, így ezeket az Irodalmi áttekintés című fejezetben nem szerepeltethettük, de mivel több szerző publikációjában említve vannak, illetve elég jelentős halfaunisztikai adatokat tartalmaznak, ebben a fejezetben tárgyaljuk ezeket.

Faludi 1973-as keltezésű diplomamunkája tekinthető az egyik legátfogóbb munkának a Fertő magyar oldalának halfaunájáról. Dolgozatában 31 fajt sorol fel, de ebből 23 faj előfordulását bizonyította. A fajok tárgyalásánál értékelte azokat, melyekkel vizsgálatai során nem találkozott, illetve ismerteti az új fajként bekerült amurt. A Guti (1990) fajlistája alapján Faluditól 20 fajt sorol fel, holott Faludi a kecsegéről, a márnáról és az amurról is közöl előfordulási adatokat. Az ezüstkárászról leírja, hogy a Hansági-főcsatornában 1973 őszén fél mázsát fogtak a halászok és megíjósolja, hogy kedvező vízállás esetén a Fertőbe is be fog jutni. Diplomamunkájának csak fénymásolata áll rendelkezésünkre, ez alapján a 74. oldalon 25. ábrán szereplő halat halványfoltú küllőnek (*Romanogobio vladkyovi*) határoztuk,

holott fenékjáró küllő ismertetésénél szerepel a fotó. A faj egyedül a Tóth 1976-ban írt „*A Fertő-táj Monográfiáját előkészítő adatgyűjtemény*” halászattal foglalkozó fejezetében szerepel. A közölt fotóról nem találtunk utalást, hogy hol készült, ezért továbbra is fenékjáró küllőként jeleztük a fajlistáján (1. táblázat).

Tóth 1976-os, fent említett kézirat anyagában a szakirodalmi adatok alapján felsorolja a Fertőből és a vízrendszeréből eddig kimutatott halfajokat, összesen 34 fajt tartalmaz a fajlistája. A fajlistájában szereplő *Gobio uranoscopus*-t revideáltuk. Ismerve a faj ökológiai igényét, valamint Harka (1986, 1996) dolgozatai alapján kijelenthető, hogy a halványfoltú küllőről (*Romanogobio vladykovi*) van szó.

Néhány forrásmunkának köszönhetően 1924-től halászati fogási adatok is rendelkezésre állnak a Fertőre vonatkozóan: 1924-1939-ig Faludi 1973. évi kézírata, 1936-1943-ig Woynárovich (1958), 1957-1968-ig Tóth (1969), 1967-1973-ig Szöllösi (1974) munkája. A legfrissebb fogási adatokat a Győri „Előre” Halászati Tsz-től (1995-2004-ig), illetve a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóságtól (2005-2008-ig) kaptuk meg, kiknek ezúton is hálás köszönetet mondunk. A meglévő fogási eredményekből éves átlagokat számoltunk, amelyeknek faji összetételét százalékban kifejezve mutatja be a 2. ábra. Az ábrán egy-egy évszám valójában egy tízéves intervallumot jelöl, amelyen belül hol több, hol kevesebb év adatai álltak rendelkezésünkre az éves átlagok kiszámításához (1920: 1924-29; 1930: 1930-39; 1940: 1940-43; 1950: 1957-59; 1960: 1960-69; 1970: 1970-73; 1980: nincs adat; 1990: 1995-1999, 2000: 2001-2008).



2. ábra. A halászszákmány összetétele az egyes évtizedekben
 Fig. 2. Composition of fisherman's catch during the decades

Nem lehet tudni, hogy az amur mikor jelentkezett először a zsákmányban, de 1995-től – 2001 kivételével – minden évben szerepel a kifogott halak között, 10-264 kg közötti mennyiségben. A telepítés törvényi tiltása ellenére sem csökkent a kifogott mennyiség, sőt

2006-2008 között érte el a maximumát, 106-264 kg amurt fogtak a halászok. Ebből arra következtethetünk, hogy az amurt – más hazai vizeinkhez hasonlóan – 1997 óta is folyamatosan telepítik a Fertőbe, feltehetően a ponttyal keverten.

Az angolna először 1960-ban jelentkezett a halászszákmányban 24 kg-mal, kifogott mennyiségének maximumát 1996-ban érte el, amikor 29.710 kg-nyi angolnát jelentettek a halászok. 1996-tól szinte folyamatosan csökken a kifogott mennyisége, 2008-ban már 949 kg-ra esett vissza.

Különös figyelmet érdemel a compó a fertői halak között. Faludi 1973-ban írt szakdolgozatából tudjuk, hogy 1924-28 között a Fertőn 16.000-20.000 kg közötti mennyiségű compót fogtak a halászok, ami 1929-re 500 kg-ra esett vissza, majd 1939-ig csak egy évben, 1932-ben jelentettek 50 kg-ot. 1961-től újra megjelenik a kifogott halak között, 1967-1973 között 1.275-4.213 kg között jelentettek a halászok, de 1996-2000 között már csak 1-79 kg-ot, azóta pedig eltűnt a szákmányból. Tudomásunk szerint populációjának ilyen arányú fluktuációját nem vizsgálták a hazai vizekben, mindenesetre nagyobb figyelmet érdemelne, nemcsak a Fertőben, hanem más hazai vizünkben is!

A harcsa 1957-től van jelen a szákmányban, 1957 és 1973 között több évben egyáltalán nem szerepelt a kifogott halak között, ebben az időszakban 3-100 kg között fogtak a halászok. 1996-tól szinte egyre növekvő mennyiségben jelentkezett a szákmányban, 1996-ban még csak 21 kg harcsát fogtak a halászok, 2008-ban érte el kifogott mennyisége eddigi maximumát, mikor összesen 2.449 kg-ot jelentettek a halászok.

A kárász 1924-től szerepel a kifogott halak között, de fogási arányának változásait a keszegekhez hasonlóan nehéz nyomon követni, mert többször együttesen, az egyéb halak között szerepeltek. Herzig és munkatársainak (1994) dolgozata alapján valószínűsíthető, hogy a kárászként jelentett halak jelentős részét az ezüstkárász tett ki.

A Halászati Adattár Fertőre vonatkozó adatai között 1998 és 2004 között minden évben szerepelt a márna. Az éves szákmány 2-146 kg között mozgott. Ezt az adatot meglehetősen kételkedve fogadtuk, hiszen a Fertő nem igazán elégíti ki a márna ökológiai igényeit. Kételyünkre a Győri „Előre” Halászati TSZ által jelentett fogási adatok szolgáltattak magyarázattal, ahol az adott oszlop fejlécét a következőképpen tüntették fel: „Márna, balin”. Ezekben az években a balin oszlopában nincs fogás feltüntetve, így biztosra vehető, hogy a Halászati Adattárba a tévesen feltöltött márnafogási adatok a balin fogási eredményei.

A ponty 1924-től folyamatosan szerepel a szákmányban, azonban 1924-28 között több compót fogtak a halászok, mint ponttyot. A kifogott mennyisége ebben az időszakban 9.000-13.000 kg között mozgott. 1995-2008 között 55-3.793 kg közötti ponttyot fogtak a Fertőben.

A süllő 1960-ban szerepel először a fogási adatok között 0,5 kg-os mennyiséggel, de 1967-ben már 257 kg süllőt fogtak a fertői halászok. Ez összefüggésbe hozható Faludi megállapításával, miszerint a süllő betelepülését az 1967-es magas dunai vízállással magyarázta, és azt is valószínűsíti, hogy a tavasszal nagy tömegben érkező süllők már a Fertőben ívtak le. A kifogott süllőszákmány 1972-ben érte el a maximumát, amikor 6.801 kg volt a kifogott mennyisége. 2000-től 714,5-2.702 kg között mozgott az évenkénti kifogott mennyisége. A süllő mennyiségének emelkedésével a csuka teljesen visszaszorult. A csuka kifogott mennyisége 1939-ben és 1942-ben 35.000 kg volt, ekkor érte el a maximumát, 2000-2008 között már csak 128-880 kg csukát fogtak a halászok. Ezek a számadatok megfelelően mutatják a két faj, a csuka és a süllő versengését, melyből a csuka szokott vesztesen kikerülni.

A halfauna természeti értéke

Guti (1993) a hazai halfajok természetvédelmi státuszának kifejezésére az IUCN-kategóriák felhasználásával egy értékrendszert hozott létre. Az általa javasolt értékrendszer

alapján a fajok természetvédelmi státuszával minősíthetjük természetes vizeinket, kifejezhetjük azoknak abszolút és relatív természeti értékét. A vízterek halfaunájának abszolút természeti értékét (T_A) a faunaelemek értékrendjeinek és az endemikus fajok számának az összege adja, a relatív természeti értéket (T_R) pedig úgy kapjuk, ha az abszolút természeti értéket (T_A) osztjuk az értékrenddel minősített faunaelemek számával.

A fauna természeti értékének számszerűsítése során az abszolút természeti érték (T_A) elsősorban a veszélyeztetett halfajok mennyiségét jelzi, míg a relatív természeti érték (T_R) azok arányát tükrözi. Az értékrendszer alapján besoroltuk a Fertőből a recens időszakban igazoltan kimutatott 30 faunaelemet, és ez alapján meghatároztuk a Fertő halfaunájának abszolút és relatív természeti értékét. Összehasonlításként, a Györe (1995), illetve Harka és Sallai (2004) könyve alapján feltüntetettük három másik hazai, nagy állóvizünk halfaunájának abszolút és relatív természeti értékét (2. táblázat). A Fertő abszolút és relatív természeti érték tekintetében egyaránt a Balaton és a Velencei-tó között foglal helyet, ami a méretével és a folyóvízi kapcsolataival is összhangban van.

2. táblázat. Néhány nagyobb állóvizeink halfaunájának abszolút és relatív természeti értéke
Table 2. Absolute (T_A) and relative (T_R) conservation values of the fish fauna of our larger standing waters

Vízter	Szerző	Természeti érték	
		Abszolút (T_A)	Relatív (T_R)
Tisza-tó	Györe (1995)	88	1,660
Balaton	Bíró (1993)	43	1,303
Velencei-tó	Harka & Sallai (2004)	32	1,185
Fertő	Jelen vizsgálat	37	1,276

A halfauna funkcionális guildek szerinti értékelése

Az utóbbi 25 év szakirodalmi adatai (Herzig-Straschil, 1989, Keresztessy, 1992, Herzig et al., 1994, Sallai és Györe, 1997, Harka, 1997 Harka és Sallai, 2004) és a saját vizsgálataink alapján a Fertőből 30 halfaj jelenléte bizonyított. A Fertő recens halfaunáját a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBMR) protokolljában felállított guildeknek megfelelően funkcionális csoportok szerint is értékeltük. A fertői halfauna 8 eleme (27 %) adventív eredetű. Oxigénhiány és ammóniaturés szempontjából 3 fajt nevezhetünk intoleránsnak, 22 fajt toleránsnak. Élőhelyhasználat tekintetében 10 faj bentikus, 5 faj reofil, míg 9 faj a limnofil guildbe sorolható. A fertői faunaelemek közül 2 faj litofil, 11 faj a fitofil szaporodási guildbe tartozik. Az ivási szubsztrátummal szemben 22 faj (73 %) speciális igényű, míg 8 faj (27 %) kevésbé igényes az ivási aljzatra. Táplálkozási mód alapján a fajok 17 %-a (5 faj) predátor, 13 %-a (4 faj) predátor-invertivor, továbbá 27 %-a a fajoknak (8 faunaelem) omnivor. Vándorlási viselkedés alapján 1 faj diadrom és 6 faj potadrom.

Irodalom

- Anhelt, H. 1988: Zum Vorkommen der Marmorierten Gründet (*Proterorhinus marmoratus* (PALLAS), Pisces: Gobiidae) in Österreich. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 90B: 31-42.
- Bárdosi J. 1959. A magyar Fertő tapogató halászata. *ARRABONA – A Györi Xántus János Múzeum Évkönyve* 1: 159-172.
- Bárdosi J. 1961. Herman Ottó Hegyköre írott levelei. *Soproni Szemle* 15: 89-94.
- Bárdosi J. 1976. Chernel István fertői és hansági kutatásai (Különös tekintettel a népi halászatra). *SAVARIA – A Vas megyei Múzeumok Értesítője* 9-10: 175-204.
- Bárdosi J. 1994. A magyar Fertő halászata. *A Soproni Múzeum Kiadványai* 1. Sopron, 209 pp.
- Bănărescu, P. 1964. Pisces – Osteichthyes. Vol. XIII. Fauna Republicii Populare Romîne. *Editura Academiei Republicii Populare Romîne*, București, 959 pp.
- Bănărescu, P. 1993. Considerations on the threatened freshwater fishes of Europe. *Ocrot. nat. med. inconj.*, București, 37: 87-98.
- Bănărescu, P. 1994. The present-day conservation status of the freshwater fish fauna of Romania. *Ocrot. nat. med. inconj.*, București, 38/1: 5-20.

- Bél M. 1740-45. Tractatus de re rustica Hungarorum. De piscatione Hungarica. In: Deák A. 1984. Bél Mátyás élete és munkássága. Budapest, 1984, p. 29-73.
- Berinke L. 1966. Halak - Pisces. Fauna Hungarica. Akadémiai Kiadó, Budapest, XX. köt. 2. füz. 132 pp.
- Bloch, E. M. 1782-84. Naturgeschichte der Fische Deutschlands. Bloch's Atlas Band 1. Verlag Gmbh für Natur- und Heimtierkunde Hans A. Baensch – Melle – Germany, Reprint, XII. table.
- Cs. Németh A. 1974. A Fertő tó halfaunája. *Kisalföld*, 30. évf., 1974.08.28.
- Dévai Gy., Miskolczi M., Tóth S. 1987. Javaslat a faunisztikai adatközlés és számítógépes adatfeldolgozás egységesítésére. I. rész. Adatközlés. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum közleményei* 6: 29-42.
- Geyer, F., Mann, H. 1939. Limnologische und Fischereibiologische Untersuchungen am Ungarischen Teil des Fertő (Neusiedler See). *A Magyar Biológiai Kutató Intézet Munkái* 11: 65-193.
- Guti G. 1993. A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86/3: 141-144.
- Guti G. 1990. A Fertő halfaunisztikai kutatása. *Halászat* 83/6: 165-167.
- Györe K. 1995. Magyarország természetsvízi halai. *Környezetgazdálkodási Intézet*, Budapest, 339 pp.
- Hacker, R. 1979. Fish and fisheries in Neusiedlersee. In: Löffler, H. (Hrg.). Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe. *Dr. W. Junk by Publishers*, The Hague – Boston – London, Monogr. Biol. 37: 423-438.
- Hacker, R., Meisriemler, P. 1978. Vorläufiger Bericht über Wachstumsuntersuchungen am Aal (*Anguilla anguilla*) des Neusiedlersees. *Österreichs Fischerei* 31/2-3: 29-35.
- Haempel, O. 1926. Der Neusiedlersee und seine Fischereiverhältnisse. *Österreichische Fischerei-Zeitung* 23: 177-179, 185-186, 193-195.
- Haempel, O. 1929. Fische und Fischerei des Neusiedlersee. *Int. Rev. der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 22: 445-452.
- Hankó B. 1931. Magyarország halainak eredete és elterjedése. *Debreceni Egyetem Állattani Intézete*. Sárospatak, 34 pp.
- Harka Á. 1986. Vizeink küllőfajai. *Halászat* 79/6: 180-182.
- Harka Á. 1996. A küllőfajok hazai elterjedése. *Halászat* 89/3: 95-98.
- Harka Á. 1997. Halaink. Kiadja a *Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete*, Budapest, 160 pp.
- Harka Á., Sallai Z. 2004. Magyarország halfaunája. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület*, Szarvas, 269 pp.
- Heckel, J. 1847. Magyarország édesvízi halainak rendszeres átnézete, jegyzetekkel s az új fajok rövid leírásával. Fordította s a tudomány újabbnak haladásával bővítette Chyzer Kornél. *A magyar orvosok és természetvizsgálók VIII. nagygyűlésének évkönyve*. 1847, p. 193-216.
- Heckel, J., Kner, R. 1858. Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie mit Rücksicht auf die Angränzenden Länder. *Wilhelm Engelmann Verlag*, Leipzig, pp 388.
- Herzig-Straschil, B. 1989. Die Entwicklung der Fischfauna des Neusiedler Sees. *Vogelschutz in Österreich* 3: 19-22.
- Herzig, A., Miksch, E., Auer, B., Hain, A., Wais, A., Wolfram, G. 1994. Fischbiologische Untersuchung am Neusiedler See. *Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland*, Illmitz 81, 125 pp.
- Herman, O. 1887. A magyar halászat könyve I.-II. K. M. *Magyar Természettudományi Társulat*, Budapest, 860 pp.
- Homér J. 1933. Magyarország halászati földrajza. *Halászat* 34/3-4: 11-18, 34/5-6: 28-30; 34/7-8: 39-42; 34/9-10: 52-53; 34/13-14: 76-77.
- Keresztessy K. 1992. Halfaunisztikai kutatások a Fertő tó és a Hanság körzetében. *Halászat* 85/2: 58-60.
- Kovács L. 1962. A Fertőtő földtani kialakulása. *Hidrológiai Tájékoztató* 2: 122-127.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. *Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany* 646 pp.
- Kriesch J. 1868. Halaink és haltenyésztésünk. Vitéz-féle pályamunkák. Kiadja az „Athenaeum” Pest, 105 pp.
- Kritscher, E. 1973. Die Fische des Neusiedlersees und ihre Parasiten. *Ann. Nat. Mus. Wien* 77: 289-297.
- Landgraf J. 1909a. A Fertő jövője. *Halászat* 11/6: 42-43; 11/7: 49-51, 11/10: 73-75.
- Landgraf J. 1909b. A Fertő jövője. *Vízügyi és Hajózási Közöny* 19/46-48: 365-367; 19/47: 372-373; 19/48: 380-382.
- Lehmann, E. 1958. Hundsfische aus dem Neusiedler See. *Die Aquarien- und Terrarienzeitschrift* 11: 103-104.
- Mika F. 1933. A dévérkeszeg (*Abramis brama* L.) és az ezüstös balin (*Blicca björkna* L.) kereszteződése a Fertőben. *Halászat* 34/19-20: 90-93; 34/21-22: 98-99.
- Mika F. 1962. Sopron város vizeinek halfaunája és a fertői halászat gazdasági jelentősége. *Hidrológiai Tájékoztató* 2: 150-158.
- Mika F., Breuer Gy. 1928. A magyar Fertő halai és halászata. Die Fische und Fischerei des ungarischer Fertő. *Archivum Balaticum (A magyar Biológiai Kutató Intézet Munkái)* 2: 104-131.
- Mika F., Varga L. 1935. A Fertőn történt katasztrófák hatása a tó halállományára és halászatára. *Halászat* 36/5-6: 17-18; 36/7-8: 30-32; 36/9-10: 45; 36/13-14: 59-60; 36/15-16: 68-69.
- Mika F., Varga L. 1940. *Gobius marmoratus* Pall. in Ungarn und Nachbargebieten. *Int. Rev. der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 40: 368-379.
- Miksch, E., Wolfram, G., Wais, A. 1996. Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). In: Kirchner, A., & Hefti, D. (eds.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. *Birkhäuser Verlag*, Basel – Boston – Berlin, p. 111-120.
- Mikó S. 1970. Adatok a Sopron vármegyei halászat történetéhez. *Soproni Szemle* 24/1: 366-374.

- Mikó S. 1971. Tallózás a Fertő és a Rábaköz halászatának múltjából. *Halászat* 64/2: 52.
- Nelson, J., S. 1984. Fishes of the world. *John Wiley és Sons*, New York, USA, 523 pp.
- Paulovits G., Bíró P. 1984. A Fertő tavi angolnák növekedéséről. *Halászat* 77/2: 35-39.
- Pintér, K. 1989. Magyarország halai. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, 202 pp.
- Sallai Z. 2000. Javaslat a hazai halfajok védeltségi státuszának átértékeléséhez. *A Puszta* 16: 107-138.
- Sallai Z., Györe K. 1997. A „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület halfaunisztikai adatai. *Halászat* 90/1: 9-12.
- Sauerzopf, F., Hofbauer, E. 1959. Fische und Fischerei im Neusiedlersee. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 23: 160-163.
- Seligo, A. 1926. Die Fischerei in den Flüssen, Seen und Strandgewässern Mitteleuropas. *Hand. Binnenfischerei Mitteleuropas* 5: 319-321.
- Stundl, K. 1947. Die Fischerei des Neusiedler Sees und die Möglichkeit ihrer Ertragssteigerung. *Burgenl. Heimatbl. Eisenstadt* 9: 8-27.
- Szöllösi J. 1974. A Fertő tó halászatáról. *Halászat* 67/1: 16-18.
- Tahy B. 1967. Halászatunk a Fertő tavon. *Halászat* 60/4: 107.
- Tahy B. 1978. Osztrák kutatók vizsgálják a Fertő tavi angolnák növekedését. *Halászat* 71/3: 97.
- Tóth J. 1969. Fertő-tavi halászatunk. *Halászat* 62/6: 170-171.
- Unger E. 1919. Magyar édesvízi halhatározó. Budapest, 80 pp.
- Varga L. 1931. Katasztrófák a Fertő-tó életében. *Állattani Közlemények* 28/3-4: 132-147.
- Varga, L. 1932. Katastrophen in der Biocönose des Fertő- (Neusiedler-) Sees. *Int. Rev. der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 27: 130-150.
- Varga L. 1934. A sikosangolna a Fertő mellett. *A Természet* 30/7-8: 71-72.
- Varga L. 1939. Hat év előtti osztrák vita a Fertő tó sorsáról. *Soproni Szemle* 3: 121-136.
- Varga L. 1943. Néhány adat a Fertő-tó német részének halászati viszonyairól. *Soproni Szemle* 7: 30-33.
- Varga L. 1944. Halászati eredmények a Fertő-tó német részében. *Halászat* 45/8: 67-68.
- Varga L., Mika F. 1937. A magyar Fertő halászata az utolsó 12 esztendő folyamán. *Soproni Szemle* 1: 24-44.
- Vásárhelyi I. 1959. Angolna a magyar vizekben. *Halászat* 53/6: 120.
- Vásárhelyi I. 1961. Magyarország halai írásban és képekben. *Borsodi Szemle Könyvtára*, Miskolc, 134 pp.
- Vutskits Gy. 1904. A Magyar Birodalom halrajzi vázlata. *A Keszthelyi Kath. Főgimnázium Értesítője az 1903-1904 évről*, Keszthely 57 pp.
- Vutskits Gy. 1918. Halak-Pisces. Magyar Birodalom Állatvilága – Fauna Regni Hungariae, Budapest 43 pp.
- Woynárovich E. 1958. A Fertő-tó és a halhústermelés. *Halászat* 52/1: 20.

ADATOK A TISZA-TÓ PARTI ÖVÉBEN FEJLŐDŐ HALIVADÉKOK ELSŐ NYÁRI NÖVEKEDÉSÉRŐL

DATA OF THE FIRST-YEAR GROWTH OF THE FISH FRY IN THE LITTORAL ZONE OF THE TISZA LAKE

¹HARKA Ákos, ²LENGYEL Zoltán, ³SÁLY Péter

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, harkaa@freemail.hu

²Szent István Egyetem, Gödöllő, lengyel77@freemail.hu

³SZIE Állattani és Állatökológiai Tanszék, Gödöllő, saly.peter@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: ragadozók, pontyfélék, gébek, ivási időszak, globális klímaváltozás
Keywords: predators, cyprinids, gobies, spawning period, global climate change

Összefoglalás

2008. április 29. és október 22. között havi rendszerességgel, összesen 7 alkalommal gyűjtöttünk ivadékmintát a Tisza-tó tiszafüredi partszakaszán. A mintavételi helyen az egyenletes lejtésű medret nagyjából iszapos üledék fedi, egy kisebb részen homok borítja. A vízmélység a parttól 6-8 m távolságra kb. 1 méter. A gyűjtésekhez kezdetben 4, később 6 mm szembőségű hálót használtunk.

A gyűjtések során a következő 13 halfajnak sikerült friss ivadékat fogni: *Rutilus rutilus* (6 alkalommal), *Scardinius erythrophthalmus* (2), *Aspius aspius* (1), *Leuciscus idus* (5), *Alburnus alburnus* (4), *Tinca tinca* (4), *Carassius gibelio* (2), *Hypophthalmichthys molitrix* (1), *Esox lucius* (5), *Perca fluviatilis* (1), *Sander lucioperca* (3), *Neogobius fluviatilis* (5), *Proterorhinus marmoratus* (5). Az ivadékok törzhosszát (SL) 1 mm pontossággal mértük, majd az adatokból méretgyakorisági hisztogramokat és növekedési görbéket szerkesztettünk.

Eredményeink alapvetően összhangban állnak az irodalmi adatokkal, de néhány esetben olyan feltételezésekre adnak alapot, amelyek eltérnek eddigi ismereteinktől. A *Hypophthalmichthys molitrix* ivóhelyeként a szakirodalom a folyók főágának sóderes, zátonyos szakaszait említi. A Tisza-tóban viszont olyan víztestben fogtuk fiatal ivadékat, ahová áramlás nem sodorhatta, ezért úgy véljük, hogy itt állóvízben ment végbe a szaporodás. Más fajoknál (*Alburnus alburnus*, *Tinca tinca*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Neogobius fluviatilis*) az összel előkerült kisméretű példányokból az ivási periódus meghosszabbodására következtítettünk. A *Leuciscus idus* esetében az is elképzelhető, hogy az egyszeri ivásról kezd áttérni a részletekben történő szakaszos ivásra.

A szaporodással kapcsolatos változások fő oka vizeink hőmérsékletének az emelkedése lehet, amelynek legfontosabb tényezője a globális felmelegedés. Fölvetéseink azonban további megerősítést igényelnek.

Summary

Fish fry samples were collected on a monthly basis between 29 April 22 and October 2008, on a total of 7 occasions, in the Tiszafüred section of the shoreline of the Tisza Lake. In the sampling site, the gradually deepening bottom was covered mainly by silty sediments and, in a small part, sand. The water depth at a distance of 6-8 m from the shore was about 1 m. First, nets with a mesh size of 4 mm, later, of 6 mm were used for sample collection.

Young-of-the-year of the following 13 fish species were caught during the sampling events: *Rutilus rutilus* (on 6 occasions), *Scardinius erythrophthalmus* (2), *Aspius aspius* (1), *Leuciscus idus* (5), *Alburnus alburnus* (4), *Tinca tinca* (4), *Carassius gibelio* (2), *Hypophthalmichthys molitrix* (1), *Esox lucius* (5), *Perca fluviatilis* (1), *Sander lucioperca* (3), *Neogobius fluviatilis* (5), *Proterorhinus marmoratus* (5). The standard length (SL) of the fry was measured to the nearest millimeter. Size-frequency histograms and growth curves were derived from the data.

Our data are mostly in accord with literature data; however, on some occasions, they allow assumptions different from our previous knowledge. The literature mentions main channel sections with gravel banks as the spawning habitat of *Hypophthalmichthys molitrix*. However, its fry was collected in the Tisza Lake from places where it could not be brought by the current; therefore, it is assumed that spawning took place in still water here. In other species (*Alburnus alburnus*, *Tinca tinca*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Neogobius fluviatilis*), we can hypothesize an extension of the spawning period on the basis of the small-size specimens found in autumn. In the case of *Leuciscus idus*, it is possible that it is shifting from single to multiple spawning.

The main reason of the spawning-related changes may be the increasing water temperature, which is a major consequence of global climate change. However, further studies are needed to confirm our assumptions.

Bevezetés

Halainknál az ivás ideje és az ivadék növekedési üteme bizonyos mértékig genetikailag meghatározott, de a külső tényezők változása mindkét területen jelentős módosulásokat idézhet elő. Vizeink átlaghőmérséklete az utóbbi évtizedek adatai szerint fokozatos emelkedést mutat. A klímaváltozás hatására tehát számolnunk kell azzal, hogy módosulhat a halak ivási ideje és az ivadék fejlődési üteme. A változások iránya és mértéke azonban csak akkor állapítható meg, ha folyamatosan figyelemmel kísérjük az aktuális helyzetet. Munkánkkal ehhez szerettünk volna hozzájárulni.

Dolgozatunkban azokról a tapasztalatokról számolunk be, amelyeket néhány, a Tisza-tó parti övében előforduló halfaj ivadékainak első nyári növekedéséről szereztünk.

Vizsgálati anyag, helyszín és módszer

Vizsgálati anyagunkat azok az első nyaras ivadékok alkották, amelyeket 2008. április 29. és október 22. között havonta egyszer, tehát összesen 7 alkalommal gyűjtöttünk a Tisza-tó tározóterének tiszafüredi, mintegy 120 méteres partszakaszán. A mintavételi helyen a meder egyenletes lejtésű. Nagyon részben laza, szerves törmelékben gazdag, iszapos üledék fedti, egy kisebb, hajdan gyermekklubickolónak szánt részen azonban – utólagos emberi közreműködés eredményeként – homok borítja. A vízmélység a parttól 6-8 m távolságra éri el az 1 métert, további 4-5 méterrel beljebb pedig a normál vízállásnál maximális mélységet jelentő 1,4-1,6 métert.

Búvóhely a tenyészidőszak teljes tartama alatt rendelkezésre áll itt az ivadéknak. Tavasszal, amikor a hínárfélék még nem indultak fejlődésnek, az áradás által előtört partsáv főként fűfélékből álló növényzete, később a mederfenéket kb. 0,5 m vízmélységig lazán borító és a víz alatti nádtorzsákon helyenként fennakadó békanyálszőnyeg. A mélyebb vízben tócsagaz és főként sulyom tenyészik – utóbbi összefüggő mezővé is fejlődhet a nyár folyamán –, nyár végére pedig rucaöröm borítja be a vízfelszín szabad részét.

A gyűjtésekhez kezdetben 4, később 6 mm szembőségű kétközhálókat használtunk. A kiválogatott fiatal ivadékokat vízzel telt 20 literes vödörbe gyűjtöttük, majd a mintavételt követően milliméteres beosztású mérőtálcán minden példánynak lemértük a standard hosszát, s azt fajonként és mintavételenként följegyeztük.

A standard hosszak (SL) 1 mm pontossággal meghatározott adataiból méretgyakorisági táblázatot készítettünk, amelyet a Nunn és munkatársai (2007) által végzett angliai ivadékvizsgálatokhoz hasonlóan hisztogrammal tettünk szemléletessé. Ahol mód nyílt rá, a standard hosszak mintavételenkénti átlagértékeiből növekedési görbét szerkesztettünk, amely szemléletesebben ábrázolja az ivadék méretbeli gyarapodását.

Azokban az esetekben, amikor a teshosszgyakorisági hisztogramok egy mérési időpontban több ivadékcsoport meglétére utaltak, a FiSAT II számítógépes programban elérhető Bhattacharya-féle módszerrel azonosítottuk az egyes méretcsoportokat. Ezzel a módszerrel lehetővé válik az egyes méretcsoportok vizuális azonosítása, és az így szétválasztott méretcsoportok teshosszátlagainak és szórásainak becslése. A szomszédos méretcsoportok elkülönültségének mértékét a módszer az ún. szeparációs indexszel (I_s) jellemzi. A szeparációs index a két szomszédos méretcsoport átlagainak különbségét viszonyítja a szórásaik különbségéhez. Ha a szeparációs index értéke nagyobb kettőnél, az a két méretcsoport szignifikáns elkülönülésére utal (Gayalino és mtsai., 2005). A diagramok készítéséhez és az egyéb statisztikai elemzésekhez a Microsoft Office Excel 2003 programját használtuk.

Eredmények és értékelés

A mintavételek során 25 halfajt azonosítottunk, melyek közül 13-nak a friss ivadékát is sikerült gyűjtenünk, legalább egy alkalommal (1. táblázat). Ezek – rendszertani sorrendben – a következők voltak: *Rutilus rutilus* (6 alkalommal), *Scardinius erythrophthalmus* (2), *Aspius aspius* (1), *Leuciscus idus* (5), *Alburnus alburnus* (4), *Tinca tinca* (4), *Carassius gibelio* (2),

Hypophthalmichthys molitrix (1), *Esox lucius* (5), *Perca fluviatilis* (1), *Sander lucioperca* (3), *Neogobius fluviatilis* (5), *Proterorhinus marmoratus* (5).

1. táblázat. A vizsgált ivadékok havonkénti megoszlása
Table 1. Number of the caught individuals in the different months

Hónap	<i>Esox lucius</i>	<i>Sander lucioperca</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Leuciscus idus</i>	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Neogobius fluviatilis</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	<i>Tinca tinca</i>	<i>Carassius gibelio</i>	<i>Scardinius erythrophth.</i>	<i>Aspius aspius</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Hypophthal. molitrix</i>
Április	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Május	2	25	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Június	0	2	33	18	40	50	164	0	6	0	25	2	0
Július	4	0	39	1	34	22	149	2	0	0	0	0	7
Augusztus	0	1	27	5	0	2	144	4	9	0	0	0	0
Szeptember	1	0	22	4	47	5	83	1	0	49	0	0	0
Október	2	0	20	2	98	2	38	2	0	8	0	0	0
Összes	30	28	149	30	219	81	578	9	15	57	25	2	7

Amely fajok ivadéka több alkalommal is szerepelt a fogásban, azoknak a növekedése legalábbis tájékozódó jelleggel nyomon követhető volt. Több faj azonban vagy csak nagyon csekély számban, vagy csupán egy-két mintavétel alkalmával került elő, ezért a rájuk vonatkozó adatok csupán támpontot nyújtanak, de az ivadék fejlődési ütemének a leírását nem teszik lehetővé. A továbbiakban rendszertani sorrend helyett az ivadékok időbeli megjelenése és az észlelésük gyakorisága alapján értékeltük adatainkat.

1. Csuka – *Esox lucius* LINNAEUS 1758

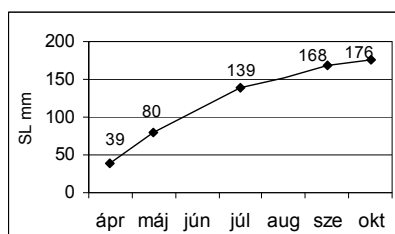
Korán, februártól ápriliséig ívó faj, amelynek az ivadékai április végétől kezdve – június és augusztus kivételével – valamennyi mintavétel alkalmával előkerültek, de az első alkalmat leszámítva csak nagyon csekély számban. Ennek ellenére az ivadék növekedését viszonylag jól nyomon lehetett követni (1. ábra).

Az október végére elért 176 milliméteres átlagos testhossz azonban meglehetősen gyenge növekedést jelez, hiszen egy korábbi vizsgálat szerint (Harka, 1981) a vízterület csukái átlagosan 259 milliméterre nőttek egyéves korukra. A minimum ugyan akkor is csak 164 mm volt, és azt is figyelembe kell venni, hogy a most vizsgált halak csak 5 hónap múlva érik el az egyéves kort. Nem elhanyagolható tény azonban, hogy télen a növekedés nagyon lelassul, tehát a 176 milliméteres halaknak kevés esélyük van rá, hogy 5 hónap múlva megközelítsék a korábbi vizsgálatban meghatározott maximális méretet (329 mm).

Táplálékhiány nem lehetett a gyenge növekedés oka, mert a sekély szélvízben mindig bőségesen találtunk megfelelő méretű táplálékhalakat. Az viszont elképzelhető, hogy a sekély vízben halászva csak az ott tartózkodó kisebb méretű csukák kerültek hálónkba, míg a nagyobbak, amelyek szívesebben tartózkodnak a mélyebb részeken, elkerülték azt.

2. Süllő – *Sander lucioperca* (LINNAEUS 1758)

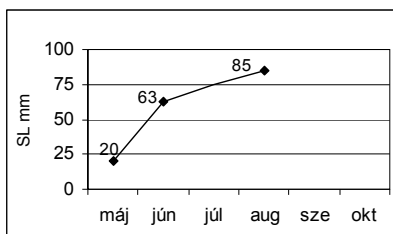
Ívása a csukáénál lényegesen később kezdődik, ezért friss ivadékát is csak egy hónappal később, májusban észleltük először. Ekkor még kellő számban fogtuk a mintavételi helyen



1. ábra. A csukaivadék átlaghossza
Fig. 1. Average lengths of the pike fry

(összesen 25 darabot), a következő hónapban azonban már csak 2, augusztusban pedig 1 példány került elő, ezért a növekedésére vonatkozó adatok csupán tájékoztató jelleggel bírnak (2. ábra).

Az augusztus végére, tehát 4-5 hónapos korra elért 85 mm az egynyaras állományban 2000-ben tapasztalt 188 milliméteres testhosszhoz képest ugyan nagyon kevésnek tűnik, de az egy rendkívül kedvező évjárat volt (Harka, 2000), ezért viszonyítási alapként nem vehető figyelembe. Korábbi vizsgálatok szerint (Harka, 1977, 1992) a Tisza-tavi süllők egyéves korukra 167, illetve 157 milliméteres átlaghosszúak lettek. Az augusztus végi 85 mm azonban még ezekhez képest is alacsony érték. Az ok itt is az lehet, mint a csuka esetében.

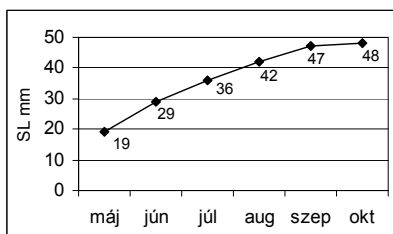


2. ábra. A süllőivadék átlaghossza
Fig. 2. Average lengths of the pike perch fry

3. Bodorka – *Rutilus rutilus* (LINNAEUS 1758)

Gyakori halunk, amelynek ivási ideje április-május, ennek megfelelően május végétől minden mintában elég jelentős számban fordultak elő az ivadécai (3. és 5. ábra).

A bodorka az angliai Trent folyóban október végére átlagosan 38 milliméterre nő (Nunn et al. 2007), míg a Balatonban az első nyár végére 47 mm testhosszúak lettek (Specziár et al., 1997). Vizsgálatunk gyakorlatilag az utóbbival megegyező eredményre vezetett (48 mm), de csak az átlag tekintetében. Augusztustól ugyanis erősödni látszik az ivadék szétnövése, és a korábban egységes csoportot képező mintából egyre inkább kiválnak azok a példányok, amelyek a többiekénél gyorsabb növekedést mutatnak.



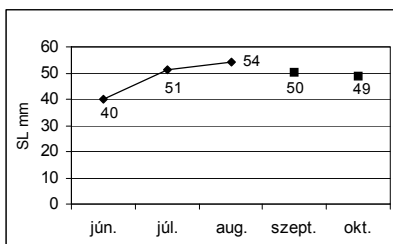
3. ábra. A bodorkaivadék átlaghossza
Fig. 3. Average lengths of the roach fry

A mérethatárok szétnövése adódó széthúzódása azonban csak akkor igaz, ha a bodorka évente egyszer ívó faj, miként azt Nunn és munkatársai (2007) leírták. Ám az a tény, hogy a példányok zömének a mérete augusztustól októberig alig változik, felveti a többszöri ívás gyanúját. Sajnos a fogott példányok kis száma nem tette lehetővé a csoportok szétválásának statisztikai elemzését.

4. Jászkeszeg – *Leuciscus idus* (LINNAEUS 1758)

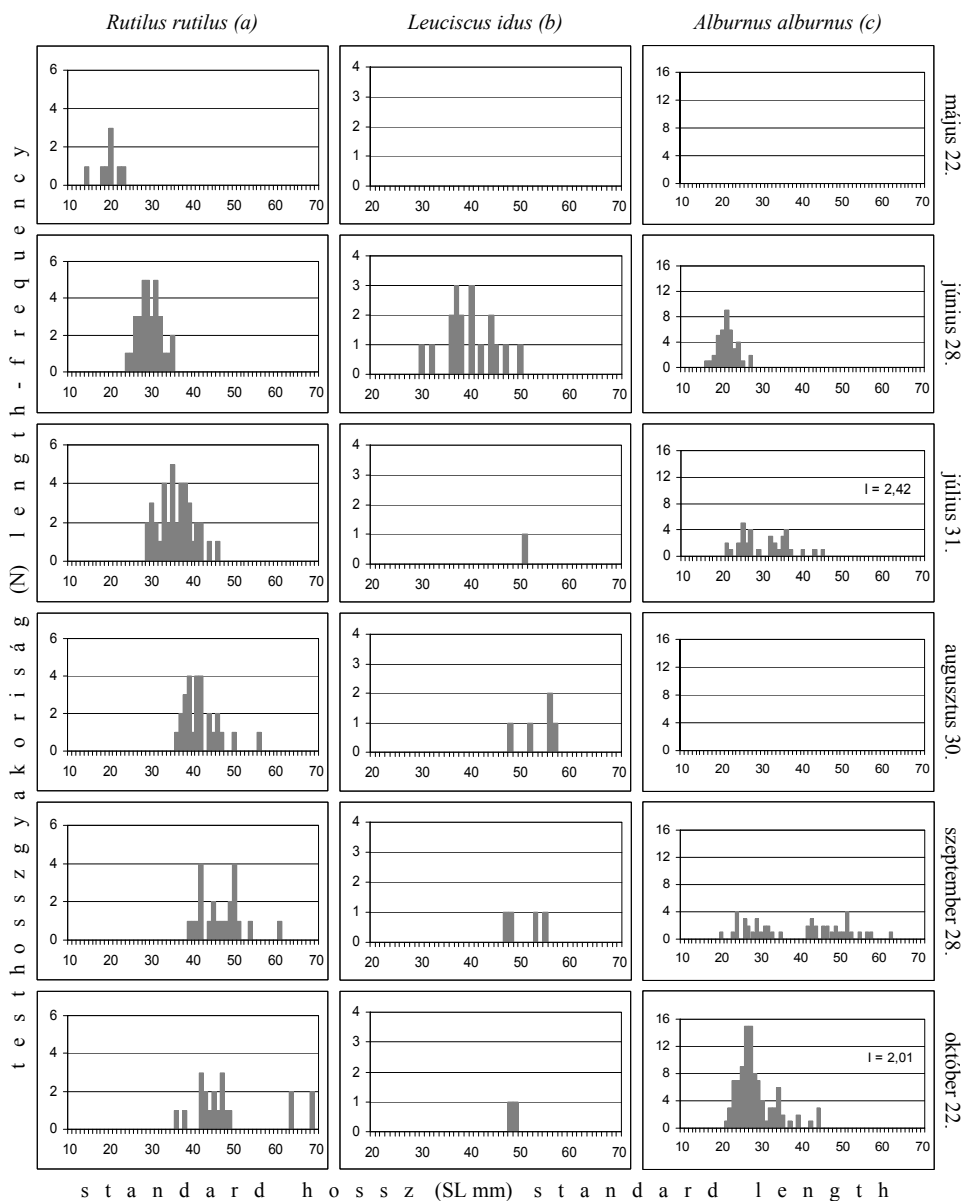
Gyurkó (1972) szerint március végén, április elején – Pintér (2002) szerint áprilistól júniusig – az ikráit egy részletben lerakva szaporodik. A mintáinkban júniustól kezdve rendszeresen előfordult, de az első alkalomtól eltekintve olyan csekély számban, amely megbízható értékelést nem tesz lehetővé (4. és 5. ábra).

Az első három mintavétel adatai kirajzolják a növekedés kezdeti szakaszát, a szeptemberi és októberi mintában azonban az átlagos testhossz kisebb, mint előzőleg volt, ezért nem illeszthető a sorba. Feltevésünk szerint ez utóbbiak későbbi ívásokból származhatnak. Nem kizárt, hogy a jászkeszegek szaporodása változóban van: lehetséges, hogy fölmelegedő vizeinkben az egyszeri nászt föl váltja az ikrák részletekben történő leadása. Ez azonban nem szükségszerű, ugyanis az egyes példányok ivási ideje akkor is távol eshet egymástól, ha ikrákat egyszerre rakják le. A szaporodásmód változása



4. ábra. A jászkeszegivadék átlaghossza
Fig. 4. Average lengths of the ide fry

magyarázatot adhatna a jászkeszegek 2005-ben tapasztalt gradációjára, a gyakoriság néhány év óta tapasztalható növekedésére, valamint a kisebb vízfolyásokba történő behatolására, amely korábban nem jellemezte a fajt (Szepesti, Harka, 2009).



5. ábra. A bodorka, a jász és a küsz ivadékaik méretgyakorisága (I: szeparációs index)
 Fig. 5. Length-frequency of the roach, ide and bleak fry (I: separation index)

Az egyéves jászkeszegek testhossza Györe (1995) szerint a Tiszában és a Tisza-tóban egyaránt 70 mm körül alakul. Ehhez mérten már az augusztusi eredmény is visszafogott, a szeptemberi és az októberi pedig kifejezetten gyenge. Lehetséges azonban, hogy csupán

azért, mert a nagyobb példányok elhagyják azt a parti sávot, amelyet vizsgáltunk ezért nem is kerülhettek a hálónkba.

5. Kűsz – *Alburnus alburnus* (LINNAEUS 1758)

Friss ivadékat júniusban fogtuk először, ezt követően – augusztus kivételével – minden mintában előfordult (5. és 6. ábra).

A kűszivadék növekedésére vonatkozó irodalmi adatok meglehetősen ellentmondásosak. Gyurkó (1972) szerint a Duna alsó szakaszán az egyéves kűszök testhossza 79-88 mm. A Balatonban Bíró (1975) ennek csak a felét mutatta ki (43 mm), két évtizeddel később pedig még gyengébb eredményekről számoltak be: az egynyaras példányok testhossza mindössze 19 és 32 mm között volt, átlagosan 26 milliméternek adódott (Bíró és B. Muskó, 1994).

Saját eredményeink értékelése során támpontot jelentett számunkra Bíró (1980) megállapítása, aki a Balaton első nyaras kűszivadékainak havonkénti vizsgálata során arra a következtetésre jutott, hogy a tenyésztidőszakon belül nem egyetlen generációval kell számolni. A növekedésre megadott számszerű adatok azonban meggondolásra készítettek, mert a leírt folyamatban ellentmondás rejlik. A vizsgálat szerint az 1976. évi első ívásból származó ivadék átlagos testhossza június 17-én 15, november 21-én pedig 26 mm volt. A hosszyarapodás 5 hónap alatt 11 mm, azaz gyakorlatilag havi 2 mm.

Ugyanezen generáció átlaghossza viszont 1977 tavaszán (március 1-jén) 35 mm volt, vagyis 9 milliméterrel nagyobb az előző évi záróértéknél. Eszerint a növekedés a három téli hónapban (3 mm/hó) gyorsabb lett volna, mint a nyári időszakban, ami ellentétben áll a tapasztalatokkal. Inkább arra lehet gondolni, hogy a nyár folyamán későbbi ívásból vagy ívasokból származó példányok kerültek a mintákba, s ezek miatt mutatkozott ilyen lassúnak a növekedés üteme.

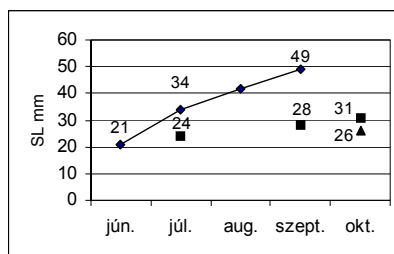
Adataink értékelésekor a többszöri ívás lehetőségével is számoltunk. A Tisza-tóból júniusban fogott kűszivadékok méretgyakorisága az átlagot jelentő 21 milliméteres testhossz alatt és fölött nagyjából szimmetrikusan oszlott el, ahogyan az egyívású csoporttól el is várható.

A júliusi minta statisztikai elemzése ($I_s = 2,42$) azonban már két csoportra utal, amelyek közül a korábbi ívású csoport átlagos hossz mérete 34 mm, a későbbi generációé 24 mm. A szeptemberben fogott mintában még kifejezettebb a szétválás, határozottan elkülönül egy 49 mm körüli átlaghosszal jellemezhető korai és egy 28 mm körüli, az előbbinél is későbbi ívású csoport.

Az októberi mintát ($I_s = 2,01$) zömmel egy olyan ivadékcsapat alkothatja, amelynek tagjai még az előzőnél is egy hónappal későbbi ívásból származnak. Ennek a csoportnak az átlaga 26 mm, míg az átlagosan 31 milliméteres példányok az előző havi minta kisebb testméretű csoportjának a tagjaiból kerülnek ki.

A kűsz ívási idejét Berinkei (1966) és Gyurkó (1972) május-júniusra teszi, Györe (1995) szerint áprilistól júniusig tart. Harka és Sallai (2004) szerint a szakaszosan lezajló szaporodás áprilistól júliusig is elhúzódhat. Az októberben fogott, átlagosan 26 milliméteres ivadék alapján azonban arra lehet következtetni, hogy a kűszök szaporodási időszaka ennél is lényegesen hosszabb, nagy valószínűséggel még szeptemberben is tart.

A Tisza-tó korai ívású csoportjában az átlaghossz szeptember végén 49 mm volt, tehát ezek a halak egyéves korukra várhatóan elérhetik a 60 millimétert. A kései ívásból származó csoportok azonban nyilvánvalóan elmaradnak ettől, tehát az adat nem tekinthető általános érvényűnek. A méretviszonyok tisztázásához további vizsgálatok szükségesek.

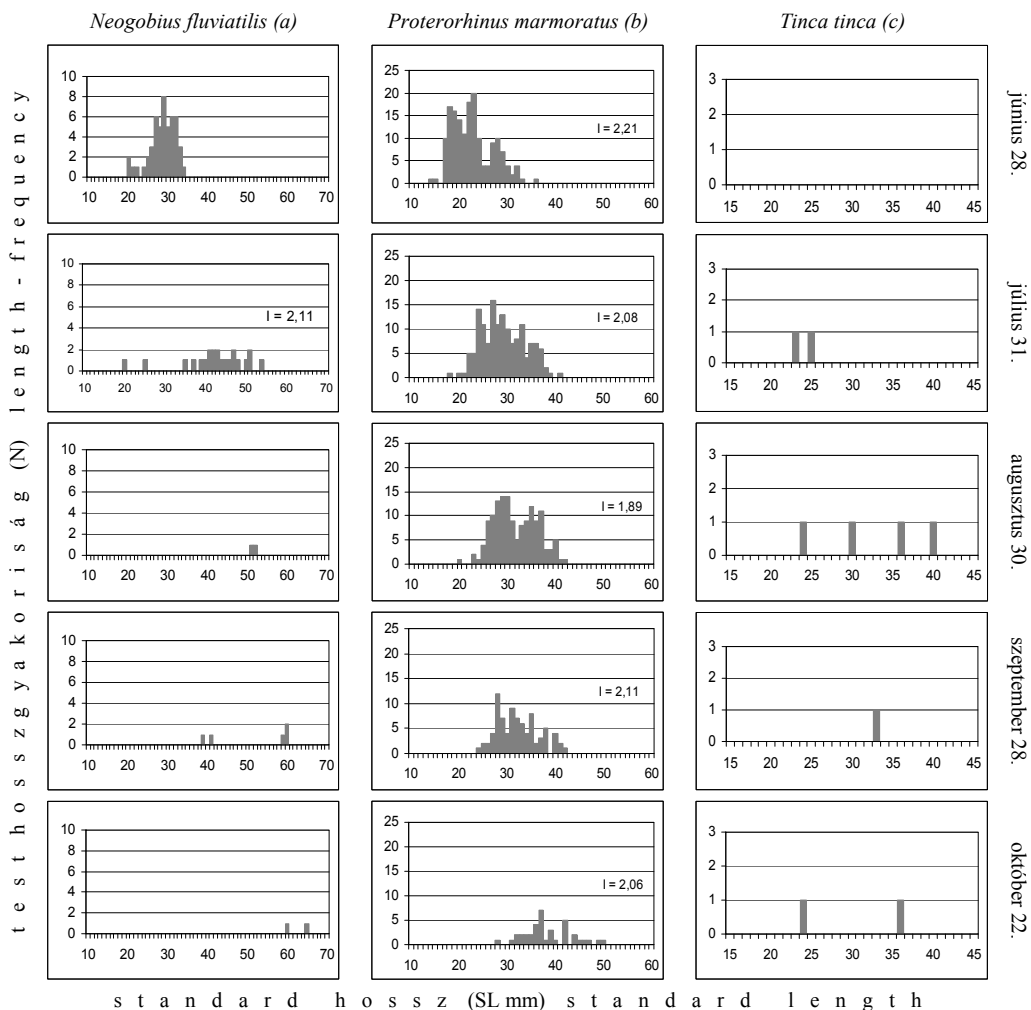


6. ábra. A kűszivadék átlaghossza
Fig. 6. Average lengths of the bleek fry

6. Folyami géb – *Neogobius fluviatilis* (PALLAS 1814)

Ívása május-júniusra esik (Gyurkó, 1972; Harka és Sallai, 2004), ennek megfelelően az ivadékait június végén észleltük először (7. és 8. ábra).

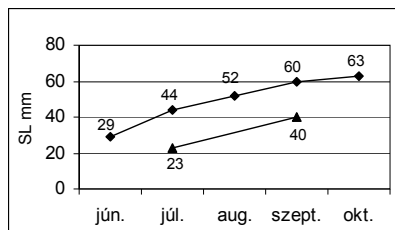
A júniusi mintában még nem volt feltűnő, de már ott is sejthető volt az ivadékok két csoportra történő elkülönülése. A 29 milliméteres testhossz körül kialakuló csúcs mellett a 20 milliméteres méretnél is valószínűsíthető lehetett egy kisebb csúcsot, de a statisztikai elemzés ezt nem erősítette meg. Különösen azt figyelembe véve, hogy 4 és 6 mm szembőségű hálóink a 20 milliméternél kisebb halak fogására nem igazán voltak alkalmasak, tehát ebből a csoportból feltehetőleg csak a nagyobb méretű példányok kerültek elő.



7. ábra. A folyami géb, a tarka géb és a compó ivadékainak méretgyakorisága (I_s : szeparációs index)
 Fig. 7. Length-frequency of the monkey goby, tubenose goby and tench fry (I_s : separation index)

A júliusi ($I_s = 2,11$) és a szeptemberi minta azonban igazolta az elkülönülést, amiből arra lehet következtetni, hogy egy korai és egy későbbi ivásból származó csoporttal állunk szemben. Előbbiek átlaghossza a június végi 29 mm-ről október végére 60 mm fölé jutott, az utóbbiaké szeptember végére 40 milliméteresre nőtt. A kis egyedszámok miatt azonban ezek az adatok csak tájékoztató jellegűek.

Bíró (1974) vizsgálata szerint a Balatonban a folyami gébek 42 milliméteres testhosszt érnek el az első év során. Harka és Jakab (2001) a Tisza-tóban ennél erőteljesebb növekedést tapasztalt: 83 egygyaras példánynál – 29 és 68 mm közötti szélső értékek mellett – a standard testhossz átlaga 50,4 mm volt. Vizsgálatunk eredményei az utóbbival állnak szinkronban, és azzal együtt arra utalnak, hogy a folyami géb ivása elhúzódóan és szakaszosan játszódik le. Ez új megállapítás a faj hazai állományáról, de ismerve a Tisza vizének fölmelegedését (Harka és Bíró, 2005) nem különösebben meglepő, ha meggondoljuk, hogy a tőlünk nem túl messze fekvő Bulgáriában például májustól szeptemberig elhúzódik (Pinchuk et al. 2004b).



8. ábra. A folyami géb ivadékának átlaghossza
Fig. 8. Average lengths of the monkey goby fry

7. Tarka géb – *Proterorhinus marmoratus* (PALLAS 1814)

Júniustól októberig minden mintavétel alkalmával viszonylag jelentős számban fogtuk (7. és 9. ábra), de az ivadék növekedéséről így sem kaptunk teljesen megnyugtató képet.

A tarka géb szaporodása Căraușu (1952), Bănărescu (1964) és Miller (1986) szerint tavasz végétől nyár közepéig tart. A Duna Bécshez közeli szakaszán május–júniusban szaporodik, a délebbre fekvő Bulgária vizeiben viszont ápriltől augusztusig elhúzódik az ivása (Ladich és Kratochvil, 1986; Georghiev, 1966, cit. Pinchuk, 2004). A Duna Pozsonyhoz közeli szlovák szakaszán Krupka (1973) szerint ugyancsak tavasztól nyár közepéig ívik, de arról is beszámol, hogy a nőstények 2–3 részletben rakják le az ikrát. A Dél-Kaszi térségben április közepétől augusztus első feléig tart a 2–3 ikrázást magába foglaló szaporodási időszak, egyes nőstények azonban már március közepén leívhathatnak (Coad, 2004). Harka és Farkas (2006) a Tisza-tó tarka gébjeit vizsgálva azt állapította meg, hogy a szaporodásukban egy tavaszi és egy nyári csúcsidezőszak különíthető el.

A tarka géb maximális mérete a Kaszpi-tenger térségében 76 mm, a Fekete-tengerben 115 mm (Berg, 1949). Romániában július közepén 20–25 milliméteres ivadékát gyűjtötték (Căraușu, 1952). Krupka (1973) szerint életének első évében a szlovák Duna-szakaszon 25 mm hosszúságot és 0,5 g testtömeget ér el, a második évben 42 millimétert és 1,5 grammot.

2. táblázat. A tarka gébek méretviszonyai Harka és Farkas (2006), illetve Harka és Antal (2007) nyomán
Table 2. Standard lengths of tubenose goby according Harka & Farkas (2006) and Harka & Antal (2007)

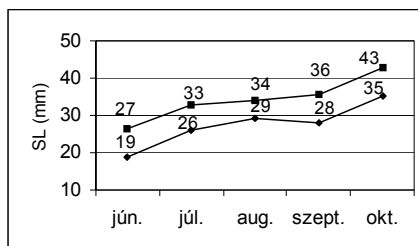
Ívási csoport (cohort)	Egyed-szám N	Testhossz SL (mm) 2004				Egyed-szám N	Testhossz SL (mm) 2005			
		min.	max.	átlag	szórás		min.	max.	átlag	szórás
nyári (estival) 0+	49	29	37	34	1,9	35	31	37	35	1,6
tavaszi (vernal) 0+	60	37	47	41	2,6	80	37	49	41	3
együtt (together) 0+	109	29	47	38	4,2	115	31	49	39	4

A Dél-Kaszi térségben, ahol korán kezdődik az ivás, április 26-án már 9,8 milliméteres, június 10–11-én pedig 11,6 milliméteres átlagos standard hosszt mértek az ivadéknál (Coad, 2004). Az elhúzódó ivás miatt azonban jelentős méretbeli különbségek mutatkoznak az egygyaras korcsoportban. Az október 12-én gyűjtött ivadék öt legkisebb példányának hossza 16,6 és 19,9 mm között, az öt legnagyobb mérete 26,4 és 33,3 mm között változott. Ennél nagyobb példányokról Coad (2004) nem számol be, de Pinchuk és munkatársai (2004) – a növekedésről szólva – Savvaitova (1959) nyomán megemlítik, hogy a Kaszpi-tengerben az egygyaras ivadék már ősszel, 55 milliméteres testhossznál elérheti az ivarérettséget. Az ilyen méretű egygyaras példányok tehát nem számíthatnak rendkívülinek a Kaszpi-tenger vidékén.

A Tisza-tavi tarka gébek növekedéséről egy 2004-ben és egy 2005-ben folytatott vizsgálat adatai is rendelkezésünkre állnak (Harka és Farkas, 2006; Harka és Antal 2007),

amelyek részletezik a tavaszi és kora nyári ivásból származó generációk növekedését (2. táblázat). Mindkettő hasonló eredménnyel zárult, a kapott átlagméretek közti eltérés gyakorlatilag nem haladta meg az 1 millimétert.

A testhosszgyakorisági hisztogramokból (7. ábra b) egyszerű szemrevételezéssel nem lehet eldönteni, hogy a mintában elkülönül-e az előbbieken jelzett két csoport, ezért az adatokkal statisztikai vizsgálatot végeztünk. A túlnyomórészt 2 fölötti szeperációs indexek megerősítik, hogy itt is feltételezhető egy korai és egy későbbi ivásból származó csoport, amelyből az előbbi 43, az utóbbi 35 milliméteres testhosszt ér el október végére (9. ábra). Mindkét adat összhangban áll a korábbi eredményekkel, a növekedési görbe azonban, amely mindkét csoportnál egy gyorsabb és egy lassabb, végül ismét egy gyorsabb növekedésű szakaszból áll össze, eltér az ivadékokat általában jellemző, egyre lassuló növekedéstől.

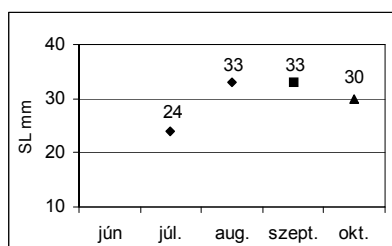


9. ábra. A tarka géb ivadékanak átlaghossza
Fig. 9. Average lengths of the tubenose goby fry

8. Compó – *Tinca tinca* (LINNAEUS 1758)

Ívási időszaka Berinkey (1966) Gyurkó (1972) és Györe (1995) szerint májustól júniusig tart, Pintér (2002) szerint azonban kéthetes periódusokban követve egymást augusztus elejéig is elhúzódhat. Ivadékát júliustól kezdve fogtuk, de nagyon csekély számban, a mért testhosszából folyamatos növekedési görbe nem állítható össze (7. és 10. ábra).

A diagramokat nézve szembe tűnik, hogy a minimumértékek július és október között gyakorlatilag nem változtak (23-24 mm), ami az ivás szakaszos és hosszan elhúzódó voltát igazolja. Az adatok összhangban állnak Pintér (2002) és Horoszewicz (1981) megállapításával (cit. Brylinska et. al., 1999), amely szerint a nőstények több részletben adják le az ikrát. Figyelembe véve, hogy a 23-24 milliméteres compók életkora kb. 70 napra tehető (Pyka, 1988), az első ivás május 20. körül történhetett, az utolsó pedig augusztus közepén. Ez esetben az ivási időszak a leírtaknál még hosszabb.



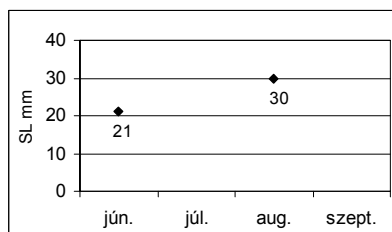
10. ábra. A compóivadék átlaghossza
Fig. 10. Average lengths of the tench fry

Harka és munkatársai (2007) a Tisza-tavi compóivadékoknak egy kései kelésű generációjánál az egynyaras példányok testhosszát 20 és 41 mm szélső értékek mellett átlagosan 31 milliméternek találták (N = 86), amivel a 2008. októberi minta jól egyezik.

9. Ezüstkárász – *Carassius gibelio* (BLOCH 1782)

Gyurkó (1972) szerint áprilistól szeptemberig, Györe (1995) szerint május-júniusban szaporodik, ennek megfelelően június végén már fogtuk az ivadékát, a növekedését azonban ennek ellenére sem tudtuk figyelemmel kísérni, mert mindössze két mintában fordult elő, és azokban is csak csekély számban.

Specziár és munkatársai (1997) szerint a Balaton egynyaras ezüstkárászainak a törzhossza 64 mm, Györe (1995) a Tiszára és a Tisza-tóra ennél magasabb értékeket ad meg. Ha



11. ábra. Az ezüstkárász-ivadék átlaghossza
Fig. 11. Average lengths of the prussian carp fry

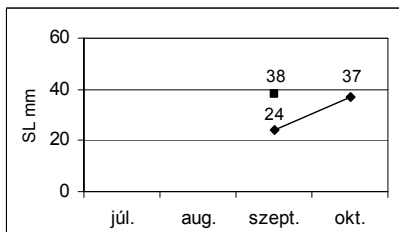
az esetünkben augusztus végén mért 30 milliméteres átlag valóban jellemző adat (11. ábra), akkor a Tisza-tavi ezüstkárászok nem fognak elérni ilyen méreteket. Ám az sem kizárt, hogy utóbbiak egy későbbi generáció képviselői, ugyanis az ezüstkárász szakaszosan ívik (Györe, 1995).

10. Vörösszárnyú keszeg – *Scardinius erythrophthalmus* (LINNAEUS 1758)

Ívási idejét Gyurkó (1972) április-májusra, Pintér (2002) május-júniusra teszi, fiatal ivadékát mégis szeptemberben fogtuk először (12. ábra).

Szlovákia vizeiben a vörösszárnyú keszeg 1 éves korára átlagosan kb. 4 centiméteres testhosszt ér el (Balon, 1967), Györe (1995) szerint a Tiszában 5 centimétert, míg a Duna-delta vidékén az átlag 9,8 cm (Gyurkó 1972). Ez utóbbit közelítik meg Oliva (1979) 69-74 mm közötti adatai (cit. Baruš és Oliva, 1995), míg Movcsan és Szmirmov (1981) mindössze 28 milliméteres testhosszt állapított meg a Dunában. Az utóbbi adat mellett szól, hogy a faj nyáron is szaporodik.

A Tisza-tóból származó szeptemberi mintából számított szeparációs index ($I = 2,25$) –



13. ábra. A vörösszárnyú keszegek átlaghossza
Fig. 13. Average lengths of the rudd fry

megerősítve az előbbi feltevést – két generáció elkülönülésére utal, melyek közül a korábbi ívásból származó csoport testhossza átlagosan 38 mm, a későbbi nemzedéké 24 mm (13. ábra). Az októberi mintában csak egyetlen csoport volt jelen, 37 milliméteres átlagméretükből következően nyilvánvalóan az előző hónapban 24 mm átlaghosszt mutató csoport tagjaiból. Az ívási időszak tehát hosszabb annál, mint ahogyan eddig véltük, augusztus elejéig is elhúzódhat.

11. Balin – *Aspius aspius* (LINNAEUS 1758)

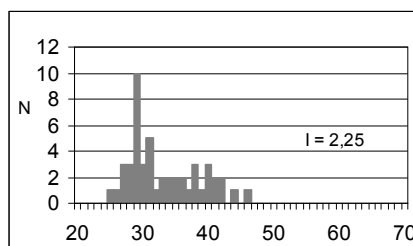
Gyurkó (1972) szerint március-áprilisban ívik, Pintér (2002) szerint viszont március közepétől kezdődik a szaporodása, és időben elnyúlva május elejéig tart. Ebből következően már a májusi mintában is várható lett volna, de csak júniusban került elő. Az előkerült példányok testhossza 31-től 45 milliméterig terjedt.

Korábbi vizsgálatok szerint a balinivadék egyéves korára a Balatonban 96 mm (Bíró és Fűrész, 1976), a Tiszában és a Tisza-tóban 100 mm feletti törzshosszt ért el (Györe, 1995). A júniusban 42 milliméteres átlaghosszal rendelkező csoport tagjainak jó esélye van rá, hogy hasonló méretet érjenek el.

12. Sügér – *Perca fluviatilis* (LINNAEUS 1758)

Korán, néha már márciusban megkezdődik a szaporodása (Berinkei, 1966), de többnyire áprilisban ívik (Harka és Sallai, 2004). Ivadéka kizárólag egyetlen mintában fordult elő, abban is mindössze két példány.

Szlovákia vizeiben Balon (1967) szerint az egyéves példányok testhossza 80 mm körül alakul, itthon, a Szigetközben – Gutí (1992) vizsgálatai szerint – 62 mm. A június végén általunk mért 41 milliméteres testhossz alapján valószínűnek látszik, hogy a Tisza-tóban az utóbbi méretet érik el a tenyészidőszak végére.



12. ábra. A vörösszárnyú keszeg ivadékának méretgyakorisága szeptemberben
Fig. 12. Length-frequency of the rudd fry in September

13. Fehér busa – *Hypophthalmichthys molitrix* (VALENCIENNES 1844)

Eredeti elterjedési területén, Kelet-Ázsiában a folyók felső szakaszain, a főmeder áramló vizében ívik, május-júniusban, de hazai viszonyok között még nem sikerült egyértelműen tisztázni a szaporodás körülményeit. A halászok szerint a Tisza hazai szakaszának a medrében rendszeresen megfigyelhető a fehér busák násza, de a kubikgödörök vizéből előkerülő ivadékok nyomán felmerült a kiöntésekben történő ívás lehetősége is (Pintér, 2002).

Az általunk fogott, nagyjából 20 mm alatti, tehát még igen fiatal ivadékok a Tisza-tó tározóterének egy olyan részéről kerültek elő, ahova az áramlás nem sodorhatta, mert egy csatornán keresztül alulról, visszaduzzasztással töltődik fel. Ezek a példányok tehát minden valószínűség szerint a tározótér állóvizében jöttek világra.

Következtetések

Ivadékvizsgálataink eredményei nagyrészt összhangban állnak az irodalmi adatokkal, de néhány esetben olyan feltételezésekre és következtetésekre adnak alapot, amelyek részben eltérnek eddigi ismereteinktől.

A szakirodalom szerint a *Hypophthalmichthys molitrix* a folyók főágának sóderes, zátonyos szakaszain ívik. A Tisza-tóban viszont olyan víztestben fogtuk fiatal ivadékokat, ahová áramlás nem sodorhatta, ezért úgy véljük, hogy itt állóvizben ment végbe a szaporodás.

Más fajoknál (*Alburnus alburnus*, *Tinca tinca*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Neogobius fluviatilis*) az ősszel előkerülő kisméretű példányokból a kései ívás lehetőségére, illetve az ívási időszak meghosszabbodására következtetünk. A *Leuciscus idus* esetében az ívási időszak kitolódásán túl a szaporodás módjának a változása is elképzelhető. Lehetséges, hogy az egyszeri ívásról a részletekben történő szakaszos íváásra kezd áttérni, ami magyarázat lehet a faj néhány év óta tapasztalható elszaporodására és terjedésére.

A szaporodással kapcsolatos változások fő oka vizeink hőmérsékletének az emelkedése lehet, amelynek legfontosabb tényezője a globális klímaváltozás. Fölvetéseink azonban egyelőre még nem határozott állítások, csak feltételezések, amelyek igazolása további vizsgálatokat igényel.

Irodalom

- Balon, E. K. 1967. Ryby Slovenska. *Obzor*, Bratislava, pp. 412.
- Bănărescu, P. M. 1964. Pisces – Osteichthyes. Fauna R. P. Romine, Vol 13. *Edit. Acad. R. P. Romine*, Bucuresti, pp. 959.
- Baruš, V., Oliva, O. 1995. Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes. *ACADEMIA*, Praha,
- Berg, L. S. 1949. Freshwater Fishes of U.S.S.R. and Adjacent Countries, Vol. 3. 927–1382. p. *Izd. Akad. Nauk SSSR*, Moscow (in Russian)
- Berinkei L. 1966. Halak – Pisces. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 139.
- Bíró P. 1974. *Neogobius fluviatilis* a Balatonban. *Halászat* 20. 173-174.
- Bíró P. 1975. A kűsz (*Alburnus alburnus* L.) növekedése a Balatonban, mortalitásának és termelésének becslése. *Halászat* 21. 3. melléklet: 5-10.
- Bíró P. 1980. First two-year growth of the bleak, *Alburnus alburnus*, in Lake Balaton. *Aquacultura Hungarica* 2. 168-180.
- Bíró P., B. Muskó I. 1994. A kűsz (*Alburnus alburnus* L.) populáció dinamikája és tápláléka a Balaton parti övében. *Halászat* 87.2. 86-92.
- Brylinska, M., Brylinski, E., Bănărescu, P. 1999. *Tinca Cuvier, 1817*. In Bănărescu, P. (ed.) *The Freshwater Fishes of Europe 5/1, Cyprinidae 2/1*, AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim, p. 225-304.
- Cărăușu, S. 1952. *Tratat de ichtiologie*. *Edit. Acad. R. P. Romine*, pp. 852.
- Coad, B. 2004. Freshwater Fishes of Iran. <http://www.briancoad.com/species%20accounts/Proterorhinus.htm>
- Gayanilo F.C.Jr., Sparre P., Pauly D. 2005. *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II)*. Revised version. User's guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*. No. 8, Revised version. Rome, FAO. 168 p.
- Guti G. 1992. A sügér (*Perca fluviatilis* L.) mortalitása és növekedése a Duna egyik szigetközi mellékágrendszerében. *Halászat* 85. 1. 43-47.
- Gyurkó I. 1972. Édesvízi halaink. „Ceres” Könyvkiadó, Bukarest, pp. 187.
- Győre K. 1995. Magyarország természetesvízi halai. *Környezetgazdálkodási Intézet*, pp. 339.

- Harka Á., Antal L. 2007. A tarka géb – *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) – ivási idejének változása és az egynyaras korosztály méretviszonyai a Tisza-tóban. *Pisces Hungarici* 2: 141-145.
- Harka, Á., Farkas, J. 2006. Wachstum und Laichzeit der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* [Pallas, 1811]) im Theiss-See (Ostungarn). *Österreichs Fischerei* 59. 8/9. 194-201.
- Harka Á., Jakab T. 2001. A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) egynyaras ivadékának növekedése és tápláléka a Tisza-tóban. *Halászat* 94. 4. 161-164.
- Harka Á., Bíró P. 2005. A globális felmelegedés és a kanalizáció szerepe egyes ponto-kaszpikus halfajok közép-európai terjedésében. *Hidrológiai Közöny* 85. 6. 44-47.
- Harka Á., Sallai Z. 2004. Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület*, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Sály P., Antal L. 2007. Adatok a Tisza-tó egynyaras (0+) compóinak (*Tinca tinca* L.) növekedéséről. *Pisces Hungarici* 1. 102-105.
- Krupka I. 1973. O raste ryb. *Polovnictvo a rybarstvo* 25. 5. 28-29. (in Slovak)
- Miller, P. J. 1986. Gobiidae. In Whitehead, Bauchot, Hureau, Nielsen, Tortonese (ed): Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, *UNESCO*, Paris, Printed in the United Kingdom, 1019-1085.
- Movcsan, Ju. V., Szmirnov, A. I. 1981. Fauna Ukrajni, Tom 8, Ribí. *Naukova Dumka*, Kijev, pp. 423. (in Ukrainian)
- Nunn, A. D., Harvey, J. P., Cowx, I. G. 2007. Variations in the spawning periodicity of eight fish species in three English lowland rivers over a 6 year period, inferred from 0+ year fish length distributions. *Journal of Fish Biology* 70, 1254-1267
- Pinchuk, V. I., Vasil'eva, E. D., Vasil'ev, V. P., Miller, P. J. 2004a. *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814). In The Freshwater Fishes of Europe. *AULA-Verlag*, Wiebelsheim, 8/2. 72-93.
- Pinchuk, V. I., Vasil'eva, E. D., Vasil'ev, V. P., Miller, P. J. 2004b. *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814). In The Freshwater Fishes of Europe, *AULA-Verlag*, Wiebelsheim, 8/2. 222-252.
- Pintér K. 2002. Magyarország halai. Második, átdolgozott kiadás. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, p. 222.
- Pyka, J. 1988. Growth and survival of the larvae and fry of tench with multibatch spawning (in Polish) *Gosp. ryb. Pol.* 4. 1. 69-84.
- Specziár A., Tölg L., Bíró P. 1997. Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *J. Fish Biol.* 51. 1109-1124.
- Szepesi Zs., Harka Á. 2009. A jászkeszeg (*Leuciscus idus*) 2005. évi gradációjának hatása kisvízfolyásaink halközösségére. *Pisces Hungarici* 3. 153-159.

NÉHÁNY VÍZTEST HALÁLLOMÁNYÁNAK FELMÉRÉSE A KIS-BALATON TÉRSÉGÉBEN

A FISH STOCK SURVEY ON A FEW WATER BODIES OF THE KIS-BALATON AREA

ANTAL László¹, CSIPKÉS Roland², MÜLLER Zoltán²

¹Debreceni Egyetem, TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen, antallaci@citromail.hu

²BioAqua Pro Kft, Debrecen, csipkesr@bioaqua.pro.hu

Kulcsszavak: őshonos, veszélyeztetett, halfauna, megőrzés

Keywords: native, vulnerable, fish fauna, conservation

Összefoglalás

2008. június 23. és augusztus 27. között a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer továbbfejlesztéséhez kapcsolódó munkálatok részeként a Kis-Balaton térségében összesen 17 helyszínen végeztünk halfaunisztikai felmérést.

A nappali mintavételekhez kis teljesítményű akkumulátoros és nagy teljesítményű aggregátoros halászgépeket használtunk. A mintavételek során 24 faj 3133 egyedét sikerült azonosítani, melyek közül 4 védett (*Cobitis elongatoides*, *Misgurnus fossilis*, *Rhodeus sericeus*, *Umbra krameri*).

A legnagyobb fajszámot (15) a Zala Zalaapátihoz tartozó szakaszán észleltük. Ugyanakkor néhány vízteret igen nagy fajszegénység jellemezett, 3 mintavételi helyszínen pedig egyetlen halfajt sem találtunk. A Marótvölgyicsatornában az amurgéb (*Perccottus glenii*) új lelőhelyére találtunk, a Balatontól mindössze 8 km távolságra.

A Kis-Balaton térsége a lápi póc (*Umbra krameri*) hazai állományának erős bázisa, amit azonban veszélyeztet a konkurens amurgéb megjelenése. A faj új lelőhelye alapján valószínűsíthető, hogy hamarosan a Balatonban és a Kis-Balaton belső vizeitében is megjelenik.

A Kis-Balaton további monitorozása képet adhat arról, hogy az ország más részein is tapasztalható amurgébdominancia milyen hatást gyakorol a terület egyik természeti értékének számító lápi póc állományára.

Summary

In 2008, as a part of the improvement of the Waterprotective System of Kis-Balaton, we carried out fish faunistic survey on the range of Kis-Balaton from 23.06. to 27.08. altogether on 17 locations.

We used fishing machine with low-duty storage battery, and with heavy-duty aggregator during the sampling. During the sampling, 3133 entities of 24 species were managed to be identified, from which 4 are protected (*Cobitis elongatoides*, *Misgurnus fossilis*, *Rhodeus sericeus*, *Umbra krameri*).

We detected the biggest amount of species on the reach of River Zala of Zalaapáti. At the same time there were some water area characterized with the lack of species, and we did not find any species on 3 sampling field. We found the new occurrence of Amur sleeper in the canal of Marótvölgy, just 8km from Lake-Balaton.

The range of Kis-Balaton is a strong basis of the domestic stock of European mud-minnow, which is endangered by the persistence of competitor Amur sleeper. On the basis of the new occurrence of the species, it is likely that it will appear in the inner water of Kis-Balaton, and Lake-Balaton.

Further monitoring of Kis-Balaton can show the influence of the dominance of Amur sleeper, which is also experienced on the other part of the country, on the stock of European mud-minnow, which is one of the great values of the area.

Bevezetés

A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) célját, méreteit és történelmi múltját tekintve még ma is egyedülálló létesítmény, melynek területén létrehozása óta széleskörű kutatómunka folyt és folyik. Korábban a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai tanszékének munkatársai elsősorban az árvízszunyogok (Dévai és mtsai., 1984) vizsgálata, a foszforforgalom (Dévai és mtsai., 2006; Dévai és mtsai., 2009; Boros és mtsai., 2009), ill. a kénforgalom (Dévai és mtsai., 1998) elemzése révén kapcsolódtak be.

A Kis-Balaton Magyarország haltani szempontból kiemelt jelentőségű védett területe. Olyan védett, fokozottan védett, illetve kímélendő halfajok találhatnak itt menedéket, melyek élőhelyük visszaszorulása miatt – a 19. században kezdődött láp- és mocsárlecsapolások következtében – eltűnőben vannak természetes vizeinkből. Ilyen halfajaink a réticsík (*Misgurnus fossilis*), a széles kárász (*Carassius carassius*), illetve a legfontosabb, a lápi póc (*Umbra krameri*), melynek országosan egyik legnagyobb összefüggő állománya a Kis-

Balaton II. tározója területén található (Erős és mtsai., 2008). Az 1996 szeptemberében megtartott 2. Kis-Balaton Anketon több előadás is felhívta a figyelmet a halfajok számának csökkenésére, valamint a lápi fajok visszaszorulására (Tölg, 1996). Munkánk során mi magunk is tapasztaltuk, hogy napjainkra a kiterjedt mocsárrendszer felszakadozásával és eltűnésével a lápi póc állománya is nagymértékben csökkent.

A vízrendezési munkálatok és az egyre nagyobb mértékű vízszennyezés mellett egyes adventív halfajok bekerülése is veszélyezteti az őshonos mocsári és lápi halfaunát. A Kis-Balaton mind az élőhelyeket, mind az ott élő halfajokat tekintve különösen értékesnek számít, ezért fontos ismernünk a terület kiemelt értékű halfajainak az állományát, illetve élőhelyük állapotát.

2008-ban a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer továbbfejlesztéséhez kapcsolódó munkálatok részeként a BioAqua Pro Kft. megbízást kapott egyes vízi élőlénycsoportok felmérésére a térségben. Jelen tanulmányban a felmérés keretein belül végzett halfaunisztikai vizsgálatok eredményeit ismertetjük.

A vizsgálatok helye, ideje és módja

A halfaunisztikai vizsgálatok 6 mintavételi csoportban, összesen 17 helyszínen történtek (1. táblázat). A mintavételi helyszínek pontos elhelyezkedését az 1. ábra szemlélteti. A mintavételeket két alkalommal, 2008. június 23. és 26. között, illetve augusztus 26.-án és 27.-én végeztük.

1. táblázat. A mintavétel helyszínei és kódjai
Table 1. Codes and sites of sampling

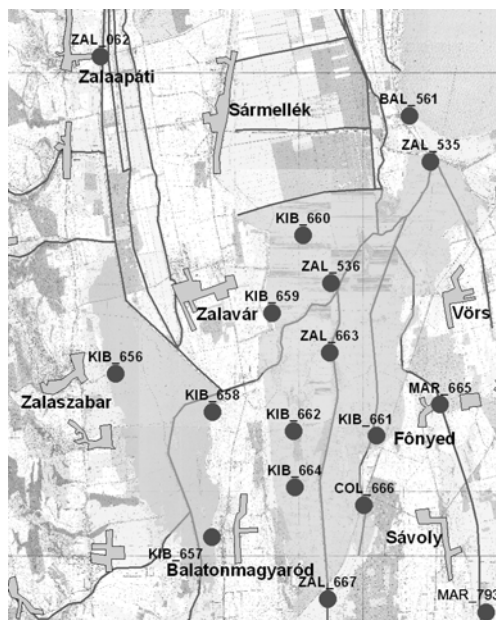
Vízterület	Mintavételi hely
Zala	ZAL 062: Zala, Zalaapáti híd, Sármellék
	ZAL 535: Zala, 21T felvív, Keszthely
Befolyók	ZAL 667: Zala-Somogy-határárok, Zalakomár
	MAR 665: Marótvölgyi-csatorna, Főnyed
	MAR 793: Marótvölgyi-csatorna, Somogyzsitfa
	COL 666: Cölömpös-árok, Sávoly
Kis-Balaton I. tározó	KIB 656: Szabari-víz, Zalaszabar
	KIB 657: Magyaródi-víz, Balatonmagyaród
	KIB 658: 4T felvív, Balatonmagyaród
Kis-Balaton II. tározó, Ingói-berek	ZAL 536: Zalavári-víz, Zalavár
	KIB 659: Ingói-berek nyugati része, Zalavár
	KIB 660: I. sz. terelőtöltés vége, Zalavár
Kis-Balaton II. tározó, újonnan árasztásba vont része	KIB 661: Vári-szigettől délre, Főnyed
	KIB 662: Hagymás-szigettől északra, Balatonmagyaród
	ZAL 663: Zala-Somogy-határárok, Vörs
	KIB 664: Pörkölt-szigettől nyugatra, Balatonmagyaród
Balaton	BAL 561: Balaton, Keszthelyi-öböl, Keszthely

A vizsgálatok a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokolljában leírtaknak megfelelően zajlottak. A víztér jellegétől függően a felmért szakaszokat 3x50, 3x100, illetve a Balaton esetén 5x100 méteres alszakaszokra osztottuk. Csatornák esetében 50 méteres, nagy nyílt vízfelszín esetében pedig 100 méteres mintavételi hosszakat jelöltünk ki. Az alszakaszok kiválasztása során nagy figyelmet fordítottunk arra, hogy azok az adott víztérre nézve reprezentatívak legyenek. A mintavételekre a vízmélységtől függően vízben gázolva, vagy csónakból került sor. A mintázott szakaszok kezdő- és végpontját GPS berendezéssel EOV koordináta-rendszerben rögzítettük.

Kis vízmélység esetén a mintavételek egy német gyártmányú Hans-Grassl IG 200/II. típusú, 250 W teljesítményű, akkumulátorról üzemelő, pulzáló egyenáramú, míg nagy vízmélység, vagy nagy szabad vízfelszín esetén egy szintén német gyártmányú Hans-Grassl

EL 64 II GI típusú, 7 kW teljesítményű, egyenáramú, illetve pulzáló egyenáramú aggregátoros elektromos mintavételi eszközök segítségével történtek.

Míthogy a vizsgálat faunisztikai célú kutatás volt, a kifogott halakat a helyszínen meghatároztuk és sértetlenül visszaengedtük élőhelyükre.



1. ábra. A Kis-Balaton térképvázlata a lelőhelyek feltüntetésével
Fig. 1. Location of Kis-Balaton stream. Study sites are marked by filled circles

Eredmények és értékelésük

A Kis-Balaton felmérése során vizsgált 17 mintavételi helyszín közül 14 volt halászatra alkalmas víz. Munkánk során összesen 24 halfaj 3133 egyedét sikerült meghatározni. A kimutatott halfajok közül 2 faj országosan védett, 1 faj fokozottan védett, 7 faj a Berni Egyezmény III. függelékében, 3 faj a Madár- és élőhelyvédelmi irányelv II. függelékében, 1 faj pedig a Madár- és élőhelyvédelmi irányelv II. és V. függelékében is szerepel (2. táblázat). A halászatra alkalmatlan helyszínek (KIB_660, KIB_661, KIB_662) adatait a táblázatban nem tüntettük fel.

Az egyes mintavételi helyszínek eredményei

Zala

ZAL_062: A Zala mintavételi területe ember által módosított víztest képét mutatta. A hirtelen mélyülő és egyenletes vízmélységű meder kotrás eredménye. A vízpart kaszált, vízi növényzet is csak a keskeny, partmenti sekély medersávban található.

A felmérés során 15 halfaj 232 egyedét sikerült azonosítani, melyek közül csupán a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) adventív halfaj. A fogott egyedek 12,93 %-a a juvenilis korcsoportba tartozott.

A Zala folyó mellett, a Zala Kis-Balatonhoz közel eső szakaszának halfaunájáról is számot adó korábbi tanulmányokból (Harka és Juhász, 1996) kiderül, hogy fajlistánk az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és a razbóra (*Pseudorasbora parva*) fajok tekintetében szegényebb, mely öröndetes, hisz jelenlétük nélkül az őshonos fauna élőhelyi feltételei javulnak.

2. táblázat. A vizsgálat során fogott fajok területi megoszlása
Table 2. Distribution of fish species collected during the survey

Fajok/Helyszín	ZAL_062	ZAL_535	ZAL_667	MAR_665	MAR_793	COL_666	KIB_656	KIB_657	KIB_658	ZAL_536	KIB_659	ZAL_663	KIB_664	BAL_561	Összesen:
<i>Abramis bjoerkna</i>	68		1		1		8		7		22			1	108
<i>Abramis brama</i>							5		6		2			2	15
<i>Alburnus alburnus</i>	2				1		2				8			6	19
<i>Ameiurus melas</i> ^f			1												1
<i>Aspius aspius</i> ^{c,d,e}														3	3
<i>Carassius gibelio</i> ^f		1	4		2	2	26	8	63	11	273		45		435
<i>Cyprinus carpio</i>							4		13	3	3				23
<i>Esox lucius</i>	2		1	1											4
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	4						25		4						33
<i>Lepomis gibbosus</i> ^f			1				1				11			1	14
<i>Leuciscus cephalus</i>	3														3
<i>Misgurnus fossilis</i> ^{a,c,d}	2									1					3
<i>Neogobius fluviatilis</i> ^{c,f}	1						14		2					31	48
<i>Perca fluviatilis</i>	23				1		20		2					6	52
<i>Perccottus glenii</i> ^f				1											1
<i>Pseudorasbora parva</i> ^f			4		1		5	23	4		93		5		135
<i>Rhodeus sericeus</i> ^{a,c,d}	9		292		1						183				485
<i>Rutilus rutilus</i>	84	116	25		25		352	111	116	168	68			332	1397
<i>Sander lucioperca</i>	2								7						9
<i>Sander volgensis</i> ^c	4						1								5
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	26						3	1	10		14			26	80
<i>Silurus glanis</i> ^c	1								1		1				3
<i>Tinca tinca</i>	1														1
<i>Umbra krameri</i> ^{b,c,d}		61	1	143		25				18		8			256
Σ fajszám:	15	3	9	3	7	2	13	4	12	5	11	1	2	9	24
Σ egyedszám:	232	178	330	145	32	27	466	143	235	201	678	8	50	408	3133

a: védett faj; b: fokozottan védett; c: Berni Egyezmény III. függelék; d: Madár- és élőhelyvédelmi irányelv II. függelék; e: Madár- és élőhelyvédelmi irányelv V. függelék; f: adventív.

ZAL_535: A természetközeli állapotú mintavételi területen 3 halfaj 178 egyedét sikerült meghatározunk. A vizsgálat során nagy számban került elő lápi póc (*Umbra krameri*), mely állományának nagy részét (85,2 %) egynyaras egyedek adták, ami kedvező környezeti és szaporodási feltételekre utal.

Befolyók

ZAL_667: A mintavétel során 9 halfaj 330 egyedét azonosítottuk. A meghatározott fajok jelentős részét képező egynyaras szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*) állományán kívül viszonylag kevés halfaj került elő kis egyedszámban, melyek 55,6 %-ban csupán egy-egy egyeddel képviseltették magukat. A kimutatott halfajok közel fele adventív eredetű volt.

A Zala-Somogy-határárok egy mesterségesen kialakított csatorna, mely erősen magán viseli az emberi kéz nyomait. A kotort mederre az egyenes víz mélység és a keskeny partszéli vízi növényzet jellemző. Valószínűleg a lápi póc által kedvelt bújóhelyet jelentő nádas hiányának tudható be, hogy a fajnak mindössze egyetlen példányát sikerült kimutatnunk a mintavétel során.

MAR_665: Munkánk során 3 halfaj 145 egyedét sikerült itt megfognunk. Fokozottan védett halfajunk, a lápi póc tömegesnek mondható ezen a szakaszon. Ugyanakkor az amurgéb (*Perccottus glenii*) jelenlétét is kimutattuk, melynek további terjedése várható a

területen. Ezen adventív faj jelenléte a Marótvölgyi-csatornában elsősorban a lápi póc állományára lehet különösen veszélyes.

MAR_793: A mintavétel a sűrű növényzet miatt erősen korlátozott volt, így a mintázott szakasz hossza csupán 82 m volt, ami magyarázatot adhat a kis faj- és egyedszámra: 7 halfaj 32 egyedének a jelenlétét regisztráltuk.

COL_666: 2 halfaj 27 egyede került elő ezen a mintavételi helyszínen. A kimutatott halfajok alacsony egyedszáma valószínűleg itt is a nehézkes mintavételi körülményeknek tudható be. A sűrű hínárnövényzet és a vízfelszint fedő vastag békalencseszőnyeg gátolta a halak szabad mozgását. Említésre méltó azonban, hogy kedvezőbb feltételek mellett halászva egyes mintavételi szelvényekben a lápi póc jelentősen kisebb egyedszámban, vagy egyáltalán nem volt kimutatható.

Kis-Balaton I. tározó

KIB_656: A mintavétel során 13 halfaj 466 egyedét azonosítottuk. A mintavételi szelvény legjelentősebb értéket képviselő faja a kősüllő (*Sander volgensis*) azonban csupán 1 egyeddel képviseltette magát.

A mintaterület értékét emeli, hogy a Kis-Balaton I. tározójának ezen része a magyarországi nyurgaponty (*Cyprinus carpio morpha hungaricus*) állomány fontos génrezervátumaként működik.

KIB_657: A csupán 4 kimutatott faj egyedeinek 69,9 %-a a juvenilis korcsoporthoz tartozott. A mintavételi helyszín egy láposodó víztér benyomását keltette, erre utal a nagy vízátlátszóság (130 cm), és az ilyen vizekre jellemző barna vízszín is. A terület alkalmas lehet a fokozottan védett lápi póc megtelepedésére.

KIB_658: A felmérés során 12 halfaj 235 egyedét sikerült megfognunk, melyeknek csupán 5,1 %-a tartozott a juvenilis korcsoporthoz. A természetvédelmi szempontból jelentős halfajok hiányát ellensúlyozza, hogy a mintaterület a magyarországi nyurgaponty állomány fontos génrezervátuma.

Kis-Balaton II. tározó, Ingói-berek

ZAL_536: 5 halfaj 201 egyedét határoztuk meg a mintavétel során. A környezeti és szaporodási feltételek szempontjából biztató, hogy a kifogott egyedek 89,1 %-a juvenilis korcsoportú volt. A Zalavári-víz vizsgálata a halfauna vonatkozásában kettős eredményt hozott. A víztest partszéli, úszólápos szegélye mocsári növényzettel dúsan borított, mocsári és lápi (stagnofil) halfajokban gazdag, ezzel szemben a hínárnövényzettel és a vastag, finom iszaprétegű aljzattal jellemezhető nyílt víz a közönséges (euritóp) halfajok lelőhelyének bizonyult.

KIB_659: Az itt fogott 11 halfaj 678 egyedének mintegy 40%-át (N=273) az ezüstkárász adta, melynek tömeges előfordulása jelentősen csökkenti a terület természetvédelmi értékét.

KIB_660: A mintavételi terület halak számára alkalmas élőhelynek tűnt, ennek ellenére egyetlen egyed sem sikerült fognunk. A halfajok hiánya szennyezőforrás jelenlétére vagy egyéb, egyelőre meghatározatlan, kedvezőtlen környezeti feltételekre utalhat. Érdeemes azonban megemlítenünk, hogy, mind a mintavételi szakasz alatti, mind az a fölötti helyszíneken sikerült kimutatnunk halak jelenlétét.

Kis-Balaton II. tározó, újonnan árasztásba vont rész

KIB_661: A mintavételi terület teljesen ki volt száradva, a medret bejárva csak egy-két helyen találtunk néhány centiméternyi vízzel borított mélyedést. A száraz meder miatt a mintavételi hely halászatra alkalmatlan volt.

KIB_662: A zsombéksásos terület ugyan nem volt teljesen kiszáradva, mégis az 5 cm-nél alacsonyabb átlagos vízszint a mintavételt lehetetlenné tette. A sűrű mocsári növényzet és a rendkívül alacsony vízszint miatt a halászatot nem tudtuk elvégezni.

ZAL_663: A felmérés során egyetlen halfaj, a lápi póc jelenlétét tudtuk csak kimutatni, ennek is mindössze 8 egyedét fogtuk. Ezt a fajszegénységet a tapasztalt környezeti feltételek nem támasztották alá, ezért a jelenség oka még tisztázatlan.

KIB_664: A mintavétel során őshonos halfajjal nem találkoztunk, csupán 2 adventív faj 50 egyedét azonosítottuk. A területről összességében elmondható, hogy halak számára élőhelyként szinte teljesen alkalmatlan. Szárazabb nyári időszakokban a víztér teljesen kiszáradhat, vizsgálatunk is különösen alacsony vízállás idején zajlott. A nagy nyílt vízfelszín és a mocsári növényzet visszaszorulása rendkívül kedvezőtlen hatással bír a mocsári, illetve lápi halfaunára.

Balaton (Keszthelyi-öböl)

BAL_561: A felmérés során az itt meghatározott 9 halfaj 408 egyede a terület nagyságát tekintve feltűnően szegényesnek mondható. Korábbi tapasztalataink szerint a nagy vizekben a halfajok megoszlása egyenetlen, felmérésünk eredménye is ezt tükrözi. A Balaton halfaunáját nagyrészt nyílt vízi fajok alkotják, azonban a kutatóhalászat a mintavételre leginkább alkalmas partmenti sekélyebb, jobbára vízi növényzettel borított mederszakaszokon történt.

Az elektromos halászgéppel történő felmérés egyik hátránya a viszonylag kis hatótávolság, ami mozgékony, nyílt vízi halak esetében gyors menekülési lehetőséget kínál, így csökkentve a fogási hatékonyságot. A nyílt vízi fajoktól eltekintve hiányoltuk az olyan közönséges, a Balatonban is gyakori fajok jelenlétét, mint a ponty (*Cyprinus carpio*) vagy a csuka (*Esox lucius*), melyek előszeretettel tartózkodnak a vízi növényzettel dúsan borított, sekély, part menti vizekben, ahol a felmérés történt.

Mintavételi helyek halegyütteseinek jellemzői

A Guti (1993) által javasolt, az egyes mintavételi helyszíneken a halfauna abszolút, illetve relatív természeti értékét jól jellemző mutatókat a 3. táblázatban tüntettük fel. A fauna abszolút természeti értéke (T_A) elsősorban a veszélyeztetett halfajok számát hangsúlyozza, míg a relatív természeti érték (T_R) azok egyéb fajokhoz viszonyított arányát tükrözi.

A fajokat áramláskedvelésük szerint csoportosítva reofil (áramláskedvelő), stagnofil (állóvízkedvelő) és euritóp (áramlásra kevésbé érzékeny) guildekbe sorolhatjuk (3. táblázat). Az euritóp halfajok magas aránya a mocsaras-lápos jelleg visszaszorulásának egyik bizonyítéka.

A Kis-Balaton I. tározójának 1985-ös elárasztását követő évtizedben három kutatócsoport (VITUKI, PATE, BLKI) is vizsgálta a halfaunáját, és összesen 31 halfajt sikerült kimutatniuk a területről (Bíró, 1994). Bár a relatív előfordulási gyakoriság adatai évről-évre, illetve a különböző kutatócsoportok munkái során is tág határok között változtak, a tájidegen halfajok terjeszkedése már ezen időszakban is szembeűnő volt. A fajösszetételre vonatkozó adatok szerint a Kis-Balaton I. tározójának különböző vízterületein a nemeshalak állományaiban szinte kivétel nélkül kedvezőtlen vagy javulást alig mutató arányváltozások játszódtak le. Az akkor leírt fajok közül 2008-as mintavételünk során nem kerültek elő a következők: angolna (*Anguilla anguilla*), amur (*Ctenopharyngodon idella*), bagolykeszeg (*Abramis sapa*), fenékjáró küllő (*Gobio gobio*), felpillantó küllő (*Gobio uranoscopus*), fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), kövicsík (*Barbatula barbatula*). A fajlistánkból hiányzó 8 faj közül 4 jelenleg védett hazánkban, azonban az 1994-es fajlistát ma már kiegészíthetjük az amurgébbel.

Szipola és Pénzváltó (1990) a Kis-Balaton 1985-ös árasztását követően a csuka felszaporodott állományának hatására a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) erős állománycsökkenését tapasztalta a térségben. Az így felszabadult élőhely lehetőséget adott az ezüstkárász egyedszámának robbanásszerű növekedéséhez. Megfigyeléseik napjainkban már csak részben állják meg helyüket, hiszen a

14 mintavételi hely közül 10 esetben sikerült kimutatnunk a bodorka jelenlétét, mely egyben a legnagyobb egyedszámban fogott faj volt a felmérés során (N=1397). Ugyanakkor az ezüstkárász mind a mai napig nagy egyedszámmal képviselteti magát a Kis-Balaton halfaunájában.

3. táblázat. A mintavételi helyszínek további jellemzői
Table 3. Further characteristics of the sampling sites

Mintavételi kód	Reofil fajok száma	Euritóp fajok száma	Stagnofil fajok száma	T _A	T _R
ZAL_062	1	9	5	22	1,46
ZAL_535	0	2	1	7	2,33
ZAL_667	0	3	6	10	1,11
MAR_665	0	0	3	6	2
MAR_793	0	5	2	6	0,86
CÖL_666	0	1	1	6	3
KIB_656	0	10	3	14	1,07
KIB_657	0	2	2	3	0,75
KIB_658	0	10	2	14	1,16
ZAL_536	0	3	2	10	2
KIB_659	0	7	4	10	0,91
ZAL_663	0	0	1	5	5
KIB_664	0	1	1	5	2,5
BAL_561	0	6	3	10	1,11

A viszonylag alacsony fajszám, amellyel több mintavételi szelvényben találkoztunk, a mocsaras, lápos élőhelyek halfaunájának jellemzője. A Kis-Balaton területéről előkerült legértékesebb halunk a lápi póc, amelynek legerősebb állományai a MAR_665 és a ZAL_535 mintavételi szelvények halászata során találkoztunk. Az előbbi szakasz vizsgálata során kimutatott amurgéb jelenléte azonban aggodalomra adhat okot, ugyanis idővel várható a faj megjelenése a Kis-Balaton II. tározójában is, amely súlyos következményekkel járhat az őshonos halfaunára nézve.

A Kis-Balaton egyes részein nagy felületű pangó vizes területek alakultak ki, amelyek oxigénháztartása szélsőséges. Ezekhez csupán néhány tágtűrűsű adventív halfaj képes alkalmazkodni, helyenként ezek kizárólagos jelenléte figyelhető meg. Az adventív faunaelemek faj- és egyedszámának növekedése, valamint a vízből kiemelkedő mocsári növényzet állományának csökkenése az őshonos fajok, többek között a lápi póc visszaszorulását eredményezi.

Az adventív amurgéb 1997-es megjelenése óta elterjedt a Tisza teljes hazai szakaszán, valamint rohamos terjedése figyelhető meg a Tisza vízgyűjtőjén is (Harka és Sallai, 1999, Harka és mtsai., 2003). Előfordulása elsősorban olyan lassú folyású, vagy álló vízü, növényzettel dúsan benőtt élőhelyeken jellemző, mint amilyen a Kis-Balaton jelentős területe is (Harka, 1998). A Tisza folyó vízgyűjtőjének viszonylagos elzártasága miatt remélhető volt, hogy a faj csak hosszú évek múltán fog megjelenni a Dunántúl vizeiben. A Balaton vízgyűjtőjén az utóbbi években történő halfaunisztikai vizsgálatok ezidáig ezt támasztották alá (Takács és mtsai., 2007, 2008). Azonban 2008-ban Erős és társai az amurgéb dunántúli megjelenéséről számoltak be, akik a Kis-Balaton befolyói közé tartozó Marótvölgyi-csatorna középső, kisvidi szakaszán mutatták ki a fajt.

Saját megfigyelés, valamint irodalmi adatok alapján elmondható, hogy egy-egy újabb vízterületen történő megjelenését követően az amurgéb erőteljes gradációjára lehet számítani (Szító és Harka, 2000). A faj fő táplálékszervezeteit vízi makroszkopikus gerinctelen szervezetek, halivadékok, kisebb testű halfajok és számos kétlélű adja (Szító és Harka,

2000). Ha figyelembe vesszük ezen tulajdonságait, akkor belátható, hogy jelenléte komoly veszélyt jelenthet a Kis-Balaton őshonos faunájára nézve.

A Kis-Balaton őshonos mocsári és lápi faunájának megőrzése, a védett és fokozottan védett halfajok megóvása fontos természetvédelmi feladat, ezért a terület üzemeltetése során fontos szempont kell, hogy legyen a lápi póc hazai fennmaradásának biztosítására való törekvés. A mocsári növényzet és a nádasok kiterjedésének növelése jelentős előrelépés lenne a faj állományának stabilizálása és egyedszáma növelése érdekében végzett munkában.

A Kis-Balaton további monitorozása képet adhat arról, hogy az ország más részein is tapasztalható amurgéb-dominancia milyen hatást gyakorol a terület egyik természeti értékének számító lápi póc állományára.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket szeretnénk kifejezni mindazoknak, akik munkánk során segítséget nyújtottak. Köszönjük a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék, valamint a BioAqua Pro Kft. minden dolgozójának, hogy a munkánkhoz szükséges feltételeket biztosították. Külön köszönet illeti Harka Ákost és Szatmári Lajost a mintavételezések során nyújtott segítségükért.

Irodalom

- Bíró P. 1994: A Kis-Balaton halállományának változásai. *Hidrológiai Tájékoztató* 34/2: 32–36.
- Boros, G., Tátrai, I., Nagy, S. A. 2009: Using high-pressure teflon bomb digestion in phosphorus determination of aquatic animals. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 45: 55–58.
- Dévai Gy., Moldován J., Nagy S. 1984: Az árvaszünnyogok (Diptera: Chironomidae) faunisztikai kutatásának helyzete a Balaton vízgyűjtő területén. *Folia Mus. hist.-nat. bakonyi*. 3: 185–196.
- Dévai Gy., Braun M., Cégény I., Dinya Z., Grigorszky I., Kiss B., Lelkes A., Miskolczi M., Müller Z., Nagy S., Szőr Gy., Tóth A., Wittner I. 1998: Kénforgalmi vizsgálatok a Balatonban és vízgyűjtőjén, különös tekintettel a Kis-Balatonra. In: Salánki J. és Padisák J. (szerk.): A Balaton kutatásának 1997-es eredményei – A Magyar Tudományos Akadémia Veszprémi Területi Bizottsága és a Miniszterelnöki Hivatal Balatoni Titkársága Veszprém, p. 53–56.
- Dévai, Gy., Dévai, I., Delaune, R.D., Nagy, S. A. 2006: Phosphine production and its importance in wetland area Kis-Balaton (Hungary). *Verh. Internat. Verein. Limnol* 29: 2330–2333.
- Dévai I., Dévai Gy., Delaune, R.D., Nagy S. A. 2009: Foszfinképződés a Kis-Balatonon és jelentősége a foszforforgalomban. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 19: 105–147.
- Erős T., Takács P., Sály P., Specziár A., György Á. I., Bíró P. 2008: Az amurgéb (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* 101: 75–77.
- Guti G. 1993: A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86: 141–144.
- Harka Á. 1998: Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Percottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* 91: 32–33.
- Harka Á., Juhász P. 1996: A Zala halfaunája. *Halászat* 89: 8–10.
- Harka Á., Sallai Z. 1999: Az amurgéb (*Percottus glehni* Dybowski, 1877) morfológiai jellemzése, élőhelye és terjedése Magyarországon. *Halászat* 92: 33–36.
- Harka Á., Sallai Z., Koščo, J. 2003: Az amurgéb (*Percottus glenii*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *A puszta* 1/18: 49–56.
- Harka Á., Sallai Z. 2004: Magyarország halfaunája. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület*, Szarvas, 269 pp.
- Szipola I., Péntzváltó J. 1990: A Kis-Balaton védőrendszerének halnépesítési dinamikája. *Halászat* 83: 1.
- Szító A., Harka Á. 2000: Az amurgéb (*Percottus glehni* Dybowski, 1877) táplálékának összetétele. *Halászat* 93: 97–100.
- Takács P., Bereczki Cs., Sály P., Móra A., Bíró P. 2007: A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közöny* 87/6: 175–178.
- Takács P., Erős T., Sály P., Bereczki Cs., Bíró P. 2008: A Zala vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közöny* 88/6: 199–201.
- Tölg I. 1996: A 2. Kis-Balaton Ankét halas vonatkozásai. *Halászat* 89: 106–107.

A ZAZÁR FOLYÓ (SĂSAR) MEDENCÉJE HALKÖZÖSSÉGÉNEK FELMÉRÉSE

SURVEY OF FISH COMMUNITY IN THE ZAZÁR (SĂSAR) RIVER BASIN

WILHELM Sándor¹, GYÖRE Károly², ARDELEAN Gavril³

¹ Petőfi Sándor Elméleti Líceum, Székelyhíd, Románia, sandor.wilhelm@gmail.com

² Györe és Társai Bt., gyorek@szarvasnet.hu

³ Vasile Goldiș Egyetem, Szatmárnémeti, Románia, ardelean_gavril@yahoo.com

Kulcsszavak: bányavíz, zagytározó, meddőhányó, csurgalékvíz, gyűjtőtó

Keywords: mine water, tailings pond, slag heap, runoff, reservoir

Összefoglalás

2009. június 23. és 25. között felmértük a Zazár folyó medencéje néhány jelentősebb vízfolyásának halállományát. 8 patak 16 mintavételei területén (Săsar - 5, Chiuzbaia - 1, Firiza - 4, Valea Neagră - 2, Jidovoia - 1, Usturoi - 1, Valea Roșie - 1, Valea Borcutului - 1) gyűjtöttünk lábalós módszerrel, elektromos halászgéppel. A halászatok során mindössze 9 halfaj (Eudontomyzon danfordi, Leuciscus cephalus, Phoxinus phoxinus, Alburnus alburnus, Barbus petenyi, Barbatula barbatula, Salmo trutta fario, Cottus gobio, Perca fluviatilis) 350 példányát sikerült begyűjtenünk. Az Usturoi, a Valea Roșie és a Valea Borcutului vízfolyásokat halmentesnek találtuk, de a Săsar patakban is csak egyetlen halat sikerült fognunk. A felmérés során a leggyakoribb halnak a Phoxinus phoxinus bizonyult, a halfajnak 5 patak 8 mintahelyén 164 egyedét gyűjtöttük. Gyakori volt még a Cottus gobio (3 patak, 4 mintahely, 66 egyed).

A halfauna összetételét nagymértékben károsítják a vizeket ért szennyező hatások, a működő és felhagyott tárnák bányavize, a zagytározók és meddőhányók csurgalékvize, valamint a települések kommunális szennyvize. A Fernezely-patak halfaunáját jelentősen befolyásolja a rajta kialakított Firiza-gyűjtőtó hatása is.

A kevésbé zavart, illetve szennyezett vízfolyások halközössége a természetes környezeti tényezőknek megfelelő struktúrájú, olyan értékes fajok képviselői is jelen vannak, mint a védett Eudontomyzon danfordi, Barbus petenyi, vagy a gazdaságilag jelentős Salmo trutta m. fario.

Summary

The fish communities of some principal waterflows of the Săsar River Basin were surveyed between 23 and 25 June 2009. The sampling was done by wading, using electric fishing gear, in 16 sampling areas of 8 streams (Săsar - 5, Chiuzbaia - 1, Firiza - 4, Valea Neagră - 2, Jidovoia - 1, Usturoi - 1, Valea Roșie - 1, Valea Borcutului - 1). Only 350 specimens belonging to 9 fish species (Eudontomyzon danfordi, Leuciscus cephalus, Phoxinus phoxinus, Alburnus alburnus, Barbus petenyi, Barbatula barbatula, Salmo trutta fario, Cottus gobio, Perca fluviatilis) were collected during the fishing. The Usturoi, Valea Roșie and Valea Borcutului were found to be free of fish, and only one fish was caught in the Săsar stream. The most frequent fish during the survey was the common minnow, 164 individuals of the species were collected in 8 sampling areas of 5 streams. European bullhead was frequent as well (3 streams, 4 sampling areas, 66 individuals).

The composition of the fish fauna is greatly affected by water pollution, mine water from operating and abandoned mines, runoff from tailings ponds and slag heaps, and communal wastewater from settlements. The fish fauna of the Fernezely stream is also strongly affected by the Firiza Reservoir situated on it.

The fish community of the less disturbed/polluted waterflows has a structure corresponding to the natural environmental factors, with valuable species present, such as the legally protected Eudontomyzon danfordi, Barbus petenyi, or the economically important brown trout.

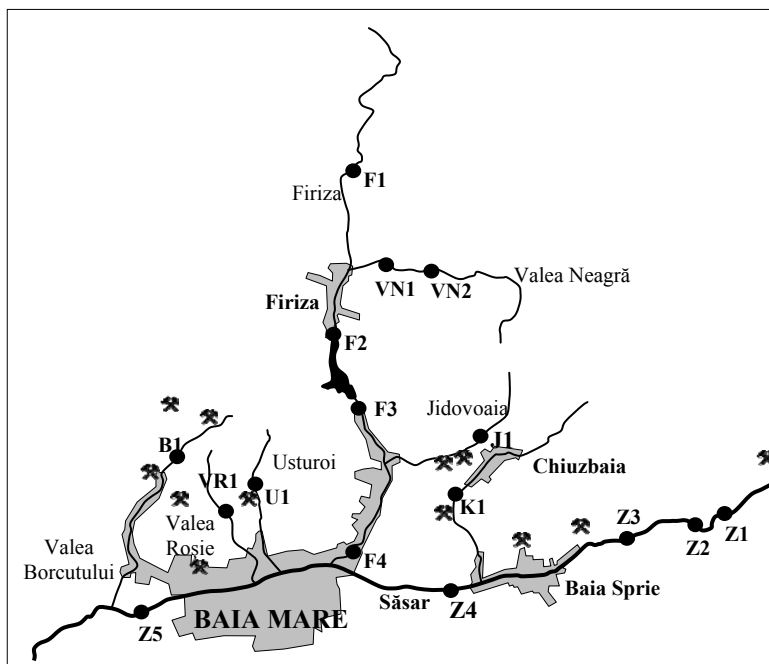
Bevezetés

A Zazár (Săsar) folyócska a Gutin vulkáni vonulatának nyugati lejtőjén ered, hosszúsága 29 km, vízgyűjtő területének nagysága 317 km², közepes vízhozama 5,8 m³/sec. Medrét a Nagybányai-medence északi peremén alakította ki, vízgyűjtő területe aszimmetrikus, mellékpataki mind a jobb oldalon, a hegyek felől érkeznek, ezek közül a legfontosabbak a Kisbánya-pataka (Chiuzbaia), a Fernezely (Firiza) (ennek hossza 26 km, vízgyűjtő területe 169 km²), majd a Valea Usturoi és Valea Roșie, valamint a Borkút-patak (Valea Borcutului). A Zazár a hasonló nevű község alatt ömlik a Lăpos folyóba (Ujvári, 1972)

A Zazár vízrendszere a gazdaságilag leginkább hasznosítottak közé tartozik, hiszen biztosítania kell több jelentős ipari központ, Nagybánya, Felsőbánya (Baia Sprie), Giródtótfalu (Tăuții de Sus) lakosságának és ipari egységeinek vízellátását. A kommunális és

ipari szennyvíz nagy része csak részlegesen tisztított, vagy tisztítatlanul kerül vissza a folyóba.

A Nagybánya környéki hegyekben évszázadok óta folyik a színesfém ércek kitermelése, s bár mára már bezárták a bányák többségét, a vágatokból kiömlő savas bányavíz továbbra is jelentősen terheli a folyók, patakok vizét. A fontosabb bányák elhelyezkedését az 1. ábra mutatja be.



1. ábra. A mintavételi helyek és a színesfém bányák térképe
Fig. 1. Map of the sampling areas and the non-ferrous metal mines

Az antropogén károsító tényezők közül meg kell említenünk a környéken gyakori, a színesfém-feldolgozó vállalatok hulladékait összegyűjtő zagyártározók és meddőhányók csurgalékvizét, amelyeknek nehézfém tartalma fokozottan károsítja a környezetet. Emlékeztet, hogy 2000. januárjában a folyó torkolata közelében lévő nagybozintai (Bozinta Mare) tározóból került a ciánszennyezés a Láposon és a Szamoson keresztül a Tiszába.

A Fernezely-patak halfaunájára nagy hatással van a rajta kialakított víztározó, ami megakadályozza a halak vándorlását, telepített halai pedig megváltoztatják a halfauna összetételét. A felsorolt szennyező források rendkívüli mértékben károsítják a vizek élővilágát, így a Zazárt már nagyon régen „halott vízként” tartják számon. Nem véletlen tehát, hogy a folyó medencéjét elkerülték a halbiológusok, senki nem végzett felmérést a környéken. Bănărescu (1969) is csak mások információi alapján jelzi az ingola előfordulását a Fernezely-patakban, de a csontos halakat bemutató kötetében (Bănărescu, 1964) egyetlen halfaj jelenlétét sem említi a területről. 2005-ben eredménytelen gyűjtést végeztünk a Fernezely-patak és mellékvize, a Valea Neagră két-két pontján (Ardelean et Wilhelm, 2007).

Anyag és módszer

Az anyaggyűjtést 2009. június 23. és 25. között végeztük. A gyűjtéshez elektromos halászgépet használtunk, egy-egy gyűjtőponton a vízfolyás 150 m hosszú szakaszát halásztuk

meg. Az adatokat digitális diktafon segítségével rögzítettük. A halakat a meghatározás után a gyűjtés helyén szabadon engedjük.

Összesen 16 mintaterületet jelöltünk ki, közülük 5 a Zazáron (Z1-Z5), 4 a Fernezelyen (F1-F4), 2 a Valea Neagrán (VN1-VN2), 1-1 a Kisbánya-patakon (K1), a Jidovoaián (J1), a Valea Roșién (VR1), az Usturoi patakon (U1), illetve a Borkút-patakán (B1) található (1. ábra). A gyűjtőpontok földrajzi koordinátáit és tengerszint feletti magasságát táblázatban foglaltuk össze (1. táblázat).

1. táblázat. Mintavételi helyek a Zazár medencéjében
Table 1. Sampling sites in the Zazar basin

Mintaterület neve	Mintahely kódja	Koordináták	Tengerszint feletti magasság (m)
Zazár a forrás közelében	Z1	N47°40'50,70" E23°47'05,30"	678
Zazár a Mogoșa-i letérőnél	Z2	N47°40'42,30" E23°46'38,80"	648
Zazár, Felsőbánya felett	Z3	N47°40'25,20" E23°44'41,40"	492
Zazár, Giródtótfalu felett	Z4	N47°39'26,40" E23°39'55,10"	309
Zazár, Nagybánya alatt	Z5	N47°39'04,58" E23°31'10,66"	180
Kisbánya-p., Felsőbánya felett	K1	N47°41'13,30" E23°39'44,50"	441
Fernezely-p., Blidari felett	F1	N47°47'56,90" E23°36'42,80"	455
Fernezely-p. a Firiza-tó felett	F2	N47°44'34,40" E23°36'26,20"	368
Fernezely-p. a Firiza-tó alatt	F3	N47°42'52,80" E23°37'13,30"	315
Fernezely-p. a torkolat felett	F4	N47°39'47,90" E23°36'45,70"	255
Valea Neagră-p. a vízesés alatt	VN1	N47°45'54,50" E23°38'57,20"	554
Valea Neagră-p., V.Neagră falu felett	VN2	N47°46'05,30" E23°37'52,20"	195
Jidovoia-p. a kisbányai letérőnél	J1	N47°42'17,70" E23°40'15,20"	523
Usturoi-p. az Usturoi menedékház felett	U1	N47°40'54,00" E23°34'17,10"	308
Valea Roșie-p., Nagybánya felett	VR1	N47°40'49,50" E23°33'35,20"	347
Borkút-p. Nagybánya felett	B1	N47°41'39,85" E23°31'33,44"	296

Eredmények és értékelés

A három nap alatt 9 halfaj 350 példányát sikerült begyűjtenünk. Közöttük 3 erdélyi ingola (*Eudontomyzon danfordi*), 20 fejes domolykó (*Leuciscus cephalus*), 164 fűrge cselle (*Phoxinus phoxinus*), 41 szélhajtó kűsz (*Alburnus alburnus*), 11 Petényi-márna (*Barbus petenyi*), 24 kövicsík (*Barbatula barbatula*), 20 sebes pisztráng (*Salmo trutta fario*), 66 botos kölönte (*Cottus gobio*) és 1 sügér (*Perca fluviatilis*) egyedét (2. táblázat).

A Zazár igazolta rossz hírét, az öt mintavételi ponton összesen 1 fűrge csellét találtunk, valószínűleg az is valamelyik mellékpatakból véletlenül lesodródott példány lehetett. A szomorú helyzet magyarázata abban keresendő, hogy már a forrás közelében szennyezi vizét a Șuior bányakitermelés, majd a folyó végig lakott területen folyik, áthalad a már említett ipari központokon. A bányák bezárása óta vízének minősége javult ugyan, de ennek hatása a halállományon még nem érződik.

A Kisbánya-patak alsó szakaszán is érvényesül a bányavíz károsító hatása, bár kisebb mértékben, ez látszik a halfauna összetételén is, amely mindössze két fajból áll, de ezek nagy egyedszámban képviseltetik magukat.

A Jidovoia-patakot nem érik szennyező hatások, benne a károsító hatásokkal szemben aránylag rezisztens fűrge cselle mellett a sebes pisztráng és a botos kölönte is megtalálható.

A hasonlóan „tisztá vizű” Valea Neagră patak felső szakaszán ugyancsak változatos halállományt találtunk, kevés cselle és botos kölönte mellett erőteljes pisztráng populáció van jelen, s egyedül itt találtunk ingolákat is. A patak alsó szakaszán a botos kölönte dominál, mellette pisztráng és kövicsík képviselteti magát.

2. táblázat. Halak mennyisége (N) mintaterületenként
Table 2. Fish quantity (N) in different sampling areas

Halfaj	Mintaterület kódja															
	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	K1	F1	F2	F3	F4	VN1	VN2	J1	U1	VR1	B1
<i>Eudontomyzon danfordi</i>											3					
<i>Leuciscus cephalus</i>								16	4							
<i>Phoxinus phoxinus</i>				1		48	3	41	63	1	1		6			
<i>Alburnus alburnus</i>								41								
<i>Barbus petenyi</i>									11							
<i>Barbatula barbatula</i>						13			10			1				
<i>Salmo trutta fario</i>							7				9	2	2			
<i>Cottus gobio</i>							14				2	36	14			
<i>Perca fluviatilis</i>								1								

A Fernezely-patak felső szakasza nem szennyezett. Itt fürge cselle, sebes pisztráng és botos kölönte életerős populációit találtuk. A gyűjtő felett, bár a víz nem szennyezett, erősen érződik a duzzasztás hatása. Itt a reofil és oligoreofil cselle és domolykó mellett az indifferens kűsz és sügér is jelentkezik. A patak gát alatti szakaszán a vártnál szegényesebb a halfauna, ennek oka nem a víz szennyezettségében keresendő, hanem a gyakori vízszint-ingadozásban. Dominál a cselle, mellette erős állománya van a Petényi-márnának, kövicsíknak és domolykónak. Az alsó szakaszon viszont érvényesül Herzsabánya tárnáinak szennyező hatása, itt már nincs hal, egyetlen lesodródott csellét találtunk.

Az Usturoi, a Valea Roşie és a Borkút-patak felső szakaszán szintén felhagyott bányák találhatóak, a belőlük kifolyó bányavíz nemcsak a patakokból ölte ki a halat, hanem a Zazárt is tovább szennyezi.

Következtetések

Amint azt a Lápos völgyében is tapasztaltuk (Ardelean et Wilhelm, 2007), a Zazár folyó medencéjében ismét bebizonyosodott, hogy a bányaművelés felhagyása nem hoz azonnali eredményeket, a vizek megtisztulásához elengedhetetlen lenne, hogy lezárják a tárnákból kifolyó bányavíz útját, szigeteljék a meddőhányókat, megakadályozzák az ülepitő medencék csurgalékvizének elfolyását.

Ahol nem érték a vizeket ilyen szennyező hatások, jelen vannak a természetes környezeti tényezőknek megfelelő halpopulációk, olyan értékes fajok képviselői is, mint a védett, nagy természeti értéket képviselő erdélyi ingola és Petényi márna, vagy a gazdaságilag jelentős sebes pisztráng.

Irodalom

- Ardelean, G., Wilhelm, S. (2007): A színesfém-kitermelés hatása a halfaunára a Lápos folyó medencéjében. *Agrártud. Közl. Pisces Hungarici I. I.* Magyar Haltani Konferencia (Supplement kötet): 6-8.
 Bănărescu, P. (1964): Pisces, Osteichthyes. Fauna R.P.R., XIII. *Ed. Acad. RPR*, Bucuresti, pp. 969.
 Bănărescu, P. (1969): Cyclostomata și Chondrichthyes. Fauna R.S.R., XII. *Ed. Acad. RPR*, 1. pp. 104.
 Ujvári, I. (1972): Geografia apelor României. *Ed. Șt. București*, pp. 591.

A RÉTICSÍK (*MISGURNUS FOSSILIS*) SZAPORÍTÁSA ÉS NEVELÉSE A TERMÉSZETESVÍZI ÁLLOMÁNYOK FENNTARTÁSA ÉS MEGERŐSÍTÉSE ÉRDEKÉBEN

ARTIFICIAL PROPAGATION AND REARING OF WEATHERFISH (*MISGURNUS FOSSILIS*) IN THE INTEREST OF NATURAL STOCK MAINTENANCE

**DEMÉNY Ferenc¹, ZÖLDI Lajos Gergely¹, DELI Zsolt¹, FAZEKAS Gergely²,
URBÁNYI Béla¹, MÜLLER Tamás¹**

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő,

Demeny.Ferenc@mkk.szie.hu, Urbanyi.Bela@mkk.szie.hu, Muller.Tamas@mkk.szie.hu

²Debreceni Egyetem, AMTC, Mezőgazdaságtudományi Kar, Állattenyésztéstudományi Intézet, Debrecen

Kulcsszavak: őshonos, védett, állománypótlás, hormonindukció

Keywords: native, protected, stock enrichment, hormone induction

Összefoglalás

Kísérletünk során ivási szezon előtt négy ikrás és hat tejes réticsík egyedét szaporítottunk mesterségesen. A kora tavasszal behozott halak ivarérését a hőmérséklet fokozatos emelésével és élő eleség (*tubifex*) etetésével stimuláltuk. Egy hónapi tartás után mind az ikrások, mind pedig a tejesek esetén 10 mg/tkg hipofízissel indukáltuk a végső ivarérést. Az ikrások 24-37 óra elteltével ovuláltak, ezt követően lefejítük az ikrát és megtermékenyítettük. A négy ikrás PGSI értéke nagy különbségeket mutatott, átlagosan 10,43±5,79% volt, a termékenyülési százalék pedig a termékenyítés után 24 óra elteltével 70,15±2,39% volt. A lárvák a termékenyítést követő harmadik nap keltek ki és a hatodik nap kezdték meg a táplálkozásukat. A sórákkal, majd később vágott *tubifex*-szel etetett ivadékok igen gyorsan fejlődött, a táplálkozás megkezdésétől számított 15. napon 3 cm körüli testhosszt és több mint 0,1 grammos átlagos testtömeget ért el.

A réticsík a pontyfélék keltetőházi szaporításával megegyezően szaporítható, az egyedüli nehézséget a tejes egyedektől nyert kevés ivartermék okozza. A mesterséges szaporítás és ivadéknevelés nagymértékben segítheti a faj populációinak megerősítését, és lehetővé teszi a faj igényeinek megfelelő élőhelyek újranevelését.

Summary

Four females and six males of weatherfish were artificial propagated in the pre-spawning-season in our study. Fish introduced in Lab's tanks in early Spring and their maturation was stimulated by increasing water temperature gradually and feeding with live *tubifex*. After one month, fish were treated by 10 mg/body weight kg carp pituitary to induce maturation. Females ovulated within 24-37 hours, after stripping, eggs were fertilised. PGSI value of four females showed big differences, it was 10.43±5.79 % on the average, fertilisation rate was 70.15±2.39 % after 24 hours of fertilisation. Three days after fertilisation larvae were hatching and they started to feed first on the sixth day. Larvae fed by *artemia*, then cutted *tubifex* improved fastly, since their first feeding they reached 3 cm long body length and 0.1 gram body weight on the 15th day.

Weatherfish can be propagated with the same method as *Cyprinus*-like species in hatchery, the only difficulty is the small amount of gametes. Artificial propagation and larvae rearing may help in strengthening population considerably, thus re-population of decreased stocks and creating new habitats – suitable for demand of species - shall be possible.

Bevezetés

A XVIII.-XIX. századi folyószabályozások következtében eltűnt az egykori ártéri gazdálkodás, és ezzel együtt a természeti környezet is nagymértékben megváltozott. Az árterület jelentősen csökkent, ami az ívóhelyek és ezzel a halszaporulat csökkenését is magával vonta. A mocsarak nagy részét lecsapolták, így az ezekre a vizekre jellemző, korábban tömegesen előforduló mocsári halfajok (széles kárász, lápi póc, réticsík) állományai megrikkultak. A csíkászat a vízrendezések előtt jelentőségénél és különlegességénél fogva, mint külön halászati ág szerepelt (Herman, 1887). Mára a csíkászatnak és a pákászatnak hírneműje se maradt, eltűntek az egykor kiterjedt lápok, „csíkországok”. A réticsík (*Misgurnus fossilis*) – ugyan még mindig sokfelé előfordul, de a

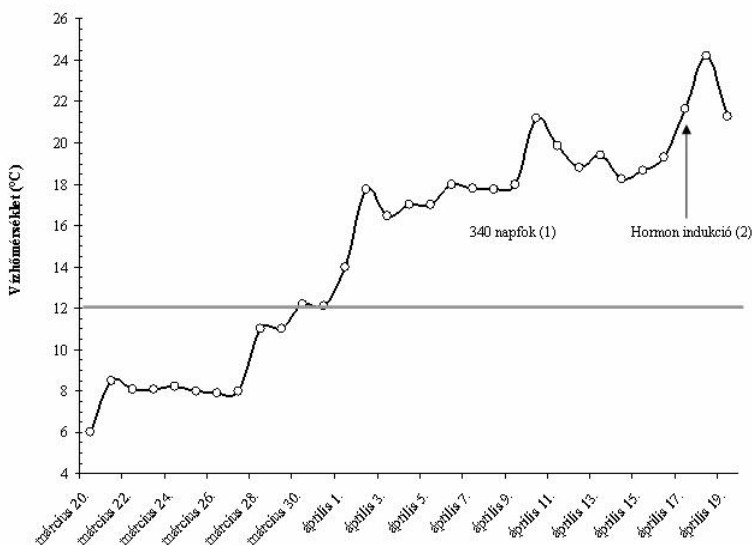
fent említett okok miatt hazánkban és Európában máshol is védett. Szerepel az IUCN Vörös Listáján Least Concern kategóriában, a Berni egyezmény III. függelékében, valamint a Madár- és élőhelyvédelmi irányelvek II. függelékében (Natura 2000-es faj). Egyes helyeken viszonylag nagy tömegben lelhető fel, míg másutt, a számára alkalmas élőhelyekről is hiányzik (Sallai, 2001, 2002a,b).

A védetté nyilvánítással önmagában azonban nem menthető meg egy faj, ehhez elsősorban a megmaradt élőhelyek védelmére és rehabilitációjára, valamint a faj igényeinek megfelelő új élőhelyek létesítésére és az ehhez igazodó tájgazdálkodásra van szükség. Éppen ezért fontos lehet egyes meggyengült populációk telepítésekkel való megerősítése, illetve a kipusztult populációk pótlása, és egyes újonnan létrehozott élőhelyek újranépesítése. Tanszékünk (SZIE-MKK-KTI-Halgazdálkodási Tanszék) a széles kárász mesterséges szaporítása (Müller et al., 2007), ivadéknevelése (Demény et al., 2009 a) és telepítése (Müller, 2009; Demény et al., 2009b) révén próbálja állományait megsegíteni már 3 éve. A réticsík szaporításával és nevelésével ebben az évben kezdtünk el foglalkozni. A réticsík mesterséges szaporításának és a sperma mélyhűtésének jelentős irodalma van, ami nagyban megkönnyítette a munkánkat (Adamkova-Stibranyiova et al., 1999; Kopeika et al., 2002; 2003; 2008; Drozd et al., 2009).

Anyag és módszer

Anyahalak teletetése, felkészítése

2008. novemberében a Debreceni Egyetemtől szaporítás céljából kaptunk 10 anyahalat, melyeket a tanszék 14 m²-es kistavába teletettünk az ott található széles kárász anyákkal együtt. A kora tavasszal behozott halak ivaréretét a hőmérséklet fokozatos emelésével és élő eleség (*tubifex*) etetésével stimuláltuk. A teletető vize 6 °C-os volt, amit néhány napos akklimatizáció után vízmelegítővel 20 °C-ra emeltünk. A hőmérsékleti adatokat naponta kétszer délelőtt és délután mértük (1. diagram). A két ivar a habitusuk alapján jól elkülöníthető volt, a behozott egyedeket ivar szerint külön medencében tartottuk. A sötét falú medencéket, a zavarás csökkentése érdekében *raschel-hálóval* is árnyékoltuk.



1. diagram. A napi átlagos vízhőmérséklet alakulása a kísérlet alatt
Diagram 1. Daily average water temperature during the experiment
degree-day(1) hormone induction(2)

Indukált szaporítás és lárvanevelés

Egy hónapi tartás után – a 12 °C feletti napi átlaghőmérsékleteket figyelembe véve 340 napokra – mind az ikrások, mind pedig a tejesek esetén 10 mg/ttkg hipofízissel indukáltak a végső ivarérést. A négy ikrás átlagtesttömege 30,19±5,64 g, míg a hat tejesé ennél kisebb 20,05±3,33 g volt. A hormonadagokat 0,9%-os NaCl oldatban jutattuk be a hasüregbe, a hasúszó tövére. Az ikraszórás megkezdésekor az ikrásokat kiemeltük, majd szegfűszegolajos bódítás után az ikrát száraz műanyag edénybe fejtük le. A hímekből automata pipettával fogtuk fel a tejet, majd az ún. száraz termékenyítési eljárással termékenyítettük. Az első ikrás termékenyítése után, mivel a tejesek igen kevés tejet adtak (a hat tejestől sikerült 0,1-0,2 ml tejet nyerni), úgy döntöttünk, hogy a szakirodalomban leírtakhoz hasonlóan (Kopeika et al., 2002; 2003; 2008) a here kioperálásával nyerünk elegendő hímivarterméket. A tejesek fejésének erőltetésével valószínűleg több egyed is elhullott volna, a lefejt tej mennyisége pedig nem lett volna elegendő. A fennmaradt három ikrástól származó ikratételek termékenyítéséhez egy tejest kellett feláldoznunk. A kiválasztott tejes egyedet szegfűszegolajos bódítás után kiirtottuk, a herét (mely kettő körülbelül 3 cm-es darabból állt) kioperáltuk, majd szárazra töröltük. A termékenyítéskor a levágott herét ollóval tovább aprítottuk, elfolyósítottuk, majd a lefejt ikrával együtt szárazon elkevertük. A spermiumokat állott csapvízzel aktiváltuk, majd pár perces kevergetés után 10 literes műanyagkádakba szórtuk az ikratételeket, hagyva, hogy letapadjanak.

A kelés után a táplálkozásukat megkezdő lárvákat 20 literes akváriumokba helyeztük, ahol az első hetekben a sörák (*Artemia salina*) frissen keltetett naupliuslárváival etettük őket. A megerősödött ivadékot a 3. héten 200 literes vályúba helyeztük át, és vágott, majd élő *tubifex*szel neveltük tovább. Búvóhelyként mind az akváriumokba, mind a vályúba *raschel-háló* darabokat tettünk. A 60 napos előnevelést követően a halakat a tanszék 25 m²-es kistavába helyeztük, pár száz egyedet pedig – megfigyelés céljából – egy 700 literes nagyobb medencében (ehhez tartozó 80 literes külső szűrővel) neveltünk tovább. A medencében *raschel-háló* helyett műanyag csövekből alakítottunk ki a halak méretének megfelelő nagyobb búvóhelyeket.

A kelő és elúszó lárvák méretét fényképek alapján *ImageJ* program segítségével, később a növekvő ivadékot vonalzó segítségével (mm-es pontossággal, standard testhossz) és digitális mérleggel (századgrammos pontossággal) mértük. Minden méréskor 30 véletlenszerűen kiválasztott egyedet vettünk fel és értékeltünk.

Eredmények

Szaporítás

Az ikrások 24-37 óra elteltével ovuláltak, ezt követően lefejtük az ikrát és megtermékenyítettük (1. ábra). A leadott ikra és a testtömeg arányát kifejező PGSI értéke nagy különbségeket mutatott a négy példánynál (3,05-16,26%), átlagosan 10,43±5,79% volt. A termékenyítés után műanyagládákba helyeztük, és hagytuk leragadni az ikraszemeket. 24 óra elteltével a termékenyülési százalék 70,15±2,39% volt (1. táblázat).

1. táblázat. Összesített adatok a szaporításról. (*PGSI, **a jelölt ikratételek együtt lettek termékenyítve)
 Table 1. Reproduction parameters (*Pseudo Gonado-Somatic Index, **egg batches were together fertilised)
 (1) fish, (2) body weight, (3) time of ovulation, (4) stripped eggs, (5) fertilisation rate

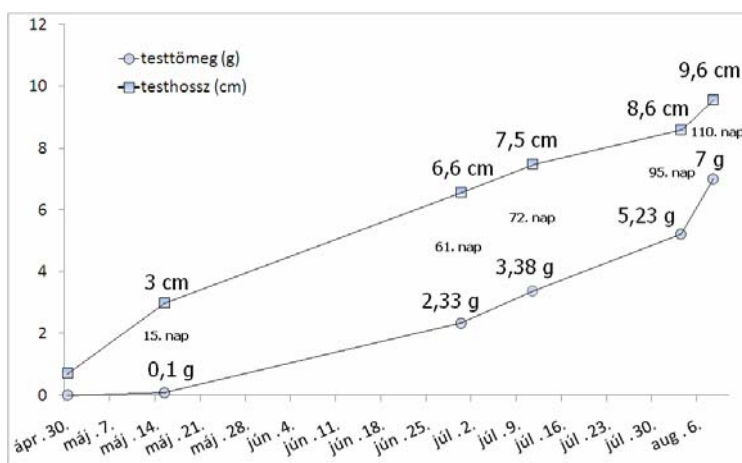
halak (1)	testtömeg (2) (g)	ovulációs idő (3) (óra)	lefejt ikra (4)		termékenyülés (%) (5)
			g	PGSI* (%)	
1.	22,56	37	2	8,87	71,26**
2.	29,37	24	4,84	16,26	67,41
3.	35,1	32	4,78	13,54	71,77
4.	33,72	37	1,03	3,05	71,26**

Az ivadék fejlődése

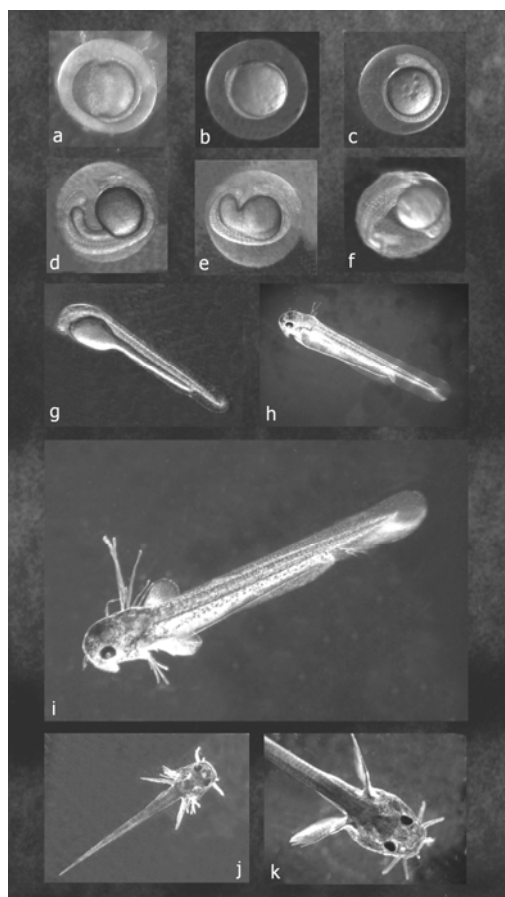
Az embrió és lárvafejlődést a 2. ábra mutatja be részletesen. 19,2±0,7 °C-on a 2., 3. napon, a termékenyítéstől számított 52.-65. órában keltek ki a lárvák, melyek mérete 4,01±0,2 mm volt. Ugyanezen a hőmérsékleten tartva a keléstől számított 6. napon, 7,05±0,23 mm-es testnagyságot elérve kezdtek el táplálkozni. A táplálkozó életszakaszig nem minden lárva függeszkedett fel. A lárva külső kopoltyúja a keléstől számított 32. órában jelent meg és a 80. óráig fokozatosan fejlődött ki, ekkor érte el a legnagyobb felületet. A 4. naptól a táplálkozókorig a külső kopoltyú visszafejlődött, ezt követően kialakult a halak kopoltyúja, majd a 20. naptól a béllégzés is megfigyelhető volt már. A táplálkozó ivadék növekedését a 2. diagram mutatja 23,7±1,2 °C-on.



1. ábra. a–ivari dimorfizmus a hím és az ikrás között (fent tejes, lent ikrás), b–hormonális indukció, c–sperma rápipettázása az ikratételekre, d–20 napos ivadék nevelése vályúban
 Fig. 1. a – sexual dimorphism between the two sexes (above a male, under a female), b – hormonal induction, c – sperm on the egg batches, d – juveniles in tanks (20-days-old juveniles)



2. diagram. Természetes takarmányon tartott csikok átlagos növekedése
 Diagram 2. Growth of the weatherfish feeding with natural food



2. ábra. A rétcsík embriójának és lárvájának fejlődése. A termékenyítéstől eltelt idő: a-20 óra, b-25 óra, c-40 óra, d-50 óra, e-55 óra, f-60 óra, g-65 óra (frissen kelt lárv), h-72 óra, i-80 óra, j-5 napos lárv, k-12 napos ivadék
 Fig 2. Embryo- and larva development of weatherfish. Time after the fertilisation. a- 20th h, b-25th h, c-40th h, d-50th h, e-55th h, f-60th h, g-65th h (hatched larva), h-72nd h, i-80th h, j-5 days old larva, k-12 days old juvenile

Értékelés

Adamkova-Stibranyiova és munkatársai (1999) 5 mg/ttkg pontyhipofízissel oltották a csíkokat, és vizsgálták az egyszeri és a kétszeri oltás közötti különbséget (a döntő adagot 12 óra elteltével adták be). Kopeika és munkatársai (2002; 2003; 2008) hibernált állapotban tárolták az anyákat (4°C) és mindössze 3 nappal a kísérlet előtt szoktatták (ivarokat szétválogatva) 18 °C-os vízhez, és kezelték chorionic gonadotropinnal (300 Nemzetközi Egység (NE) / ikrások, és 100 NE / hímek). Drozd et al. (2009) mesterségesen szaporított csíkoknál 5 mg/ttkg pontyhipofízist használtak intramusculárisan. A hímeknél egyszeri, míg az ikrásoknál kétszeri kezelést alkalmaztak 12 órás különbséggel (0,5 – majd 4,5 mg/ttkg pontyhipofízissel). A a halakat 18°C -on tartották, de az ovulációs időt nem írják le. A termékenyítéshez, a kevés hímvartermék miatt, a hímeket leölték, és kiperarált herékből nyerték a spermát (Kopeika et al., 2002; 2003; 2008). A sperma sűrűsége a vizsgálatok alapján 3×10^6 spermium/ml, mozgóképessége 80-90%, a kelési arány pedig 68-92% volt (Kopeika et al., 2008).

Az ovuláció 38-43 órával a kezelést követően bekövetkezett (Kopeika et al., 2002; 2003; 2008), ami egybeesett a mi eredményeinkkel, Adamkova-Stibranyiova et al. (1999)

vizsgálataiban viszont 20-21 óra múlva, illetve a kétszer oltott halak esetén a döntő adagtól számítva 12-13 óra elteltével ovuláltak a halak. 1 ikrás 10 000 db (Kopeika et al., 2008), más tanulmányok alapján (Drozd et al., 2009) 5800-7900 db, illetve (Adamkova-Stibranyiova et al., 1999) 8786 ± 2161 ikraszemet adott le az ovuláció során. A PGSI érték akár $22,6 \pm 5,0$ % (Adamkova-Stibranyiova et al., 1999) is lehet, mi ennél kisebb értéket kaptunk, az anyahalak között viszont elég nagy különbségek voltak.

A réticsík ívási ideje áprilistól júniusig tart, az ikrából a lárvá kelése 14 és 21 °C között 8-10 nap múlva következik be (Kopeika et al., 2008). Mi magasabb hőmérsékleten ($19,2$ °C) keltettünk, az embriófejlődés gyorsabban végbement, és a kelés már a 2.-3. napon bekövetkezett. Drozd et al. (2009) különböző hőmérsékleten (9, 12, 15, 18, 21, 24, 27, 30, 33, 36 °C) vizsgálták a réticsík embriogenezisét. A kelési sebesség 9 °C-on 17,5 nap 24 °C-on 1,8 nap volt. Úgy találták, hogy $9-21$ °C-ig csökkent az embriókori mortalitás (47,5%-ról – 26,8%), majd 24 °C-on ismét nőtt (33%), és e fölött 100% volt. A kelő lárvá mérete a hőmérséklet függvényében $4,29-4,67$ mm között változott. A kísérletben mi ennél kisebb értéket kaptunk, a gyors kelés következtében viszonylag fejletlenül kelt az ivadék, és hosszabb ideig tartott a nemtáplálkozó lárvaszakasz.

Más mocsári halfajhoz képest a réticsík intenzív (laboratóriumi) körülmények közötti növekedése rendkívül gyors. Amíg a széles kárászok természetes takarmányozással $0,23$ g-ról (2-3 hónapos kor) csak $1,84$ g-ra nőttek egy 80 napos kísérleti periódusban (Demény et al., előkészületben), a réticsíkok a keléstől számított 110. napon elérték átlagban a 7 g-ot, a legnagyobb egyedek pedig a 11 g-os testtömeget is meghaladták. Tógazdasági körülmények között a széles kárász 150 nap alatt (2 hónap intenzív előnevelés és 3 hónap tógazdasági nevelés – november eleji lehalászáskor, amikor a növekedés már nem volt számottevő) átlagosan $0,7-3$ g átlagtömeget, a compó pedig $2,8 - 4$ g-ot ért el (Demény et al., 2009).

A széles kárász leggyorsabb növekedését tógazdasági neveléssel sikerült elérni, ahol az ivadék év végi lehalászáskor átlagosan 16 g-os volt (Lévai Péter szóbeli közlése). Valószínű, hogy tógazdasági nevelésekor a réticsík is nagyobb növekedési erélyt mutat, mint laboratóriumi nevelésekor. Kezdeti növekedési erélye is kiváló, hiszen a keléstől számított 20 napos korukra majdnem 3 cm-es nagyságot, és több mint 100 mg-ot értek el. Wolnicki és Górný (1995) vizsgálták különböző takarmányok hatását a compólárvák (átlagos kiindulási testhossz: $4,82$ mm, telepítési sűrűség 45 egyed/liter, víz hő: 28 °C) életben maradására, növekedésére és kondíciójára. A 15 napos kísérleti periódus alatt a leggyorsabb növekedést elért csoportban (*Artemia* naupliuslárvával etetve) $12,8$ mm átlagos testhosszt és $24,4$ mg átlagos testtömeget értek el a keléstől számítva szintén 20 napos halak.

Következtetések és javaslatok

A réticsík a pontyfélék keltetőházi szaporításával megegyezően szaporítható, az egyedüli nehézséget a teljes egyedektől nyert kevés ivartermék okozza. A szaporítási technológia pontosabb kidolgozására, valamint az ivadék nevelésére további kísérleteket tervezünk. A mesterséges szaporítás és ivadéknevelés révén lehetővé válhat a megfogyatkozott állományok megerősítése, valamint a faj igényeinek megfelelő élőhelyek újranépesítése.

A szaporítás során körülbelül 4000 előnevelt ivadékot sikerült nyernünk, melyek egy részét már ki is telepítettük Szadára, a Tavirózsa Természetvédelmi Egyesület egyik kistavába. A halak további sorsát szeretnénk az egyesülettel együttműködve nyomon követni, remélve, hogy nemsokára szaporodó állománya jön létre az egy éve létrehozott kis élőhelyen. A többi ivadékot az őszi lehalászás után szintén olyan természetes vizekbe szeretnénk kitelepíteni, ahol a faj bizonyíthatóan előfordul, vagy korábban előfordult. Bízunk benne, hogy munkánkkal továbbra is segíteni tudjuk a réticsík és más védett vagy veszélyeztetett halfajok (széles kárász, kősüllő) populációinak megerősödését, illetve az ehhez kapcsolódó élőhelyfejlesztési programokat.

Köszönetnyilvánítás

A rétcsik mesterséges szaporításával kapcsolatos munkákat az MTA Bolyai János Kutatói Ösztöndíj pénzügyi támogatásával végezzük.

Irodalom

- Adamkova-Stibranyiova I., Adamek Z. and Sutovsky I., (1999): A comparative study on the induced spawning in female loach (*Misgurnus fossilis*) by means of single and double pituitary injection technique. *Czech J. Anim. Sci.*, 44, 403–407.
- Demény, F., Hegyi, Á., Sipos, S., Trenovszki, M., Boczonádi, Zs., Urbányi, B., Müller, T. (2009 a): Observations of the Crucian carp (*Carassius carassius*) pond culture. *IV International Conference and Technical and Technological Exhibition "Fishery"*. 2009. május 27 – 29. (Conference Proceedings 138-144).
- Demény, F., Urbányi, B., Müller, T. (2009 b): Fogatkozóban a széles kárász. „Nem mind arany, ami fénylik”. *Élet és Tudomány* 64. (35), 1101-1103.
- Drozd B., Kouril J., Blaha M., Hamackova J. (2009): Effect of temperature on early life history in weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L. 1758). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 392, 04.1-17.
- Herman O. (1887): A magyar halászat könyve. *Királyi Magyar Természettudományi Társulat*. Budapest
- Kopeika J., Kopeika E., Zhang T., Rawson D. (2008): Cryopreservation of sperm loach (*Misgurnus fossilis*). in: *Methods in Reproductive Aquaculture. Marine and Freshwater Species*. Eds: Cabrita, E., Robles, V., Herráez, P. pp: 323-327.
- Kopeika J., Kopeika E., Zhang T.; Rawson D. M. (2003): Studies on the toxicity of dimethyl sulfoxide, ethylene glycol, methanol and glycerol to loach (*Misgurnus fossilis*) sperm and the effect on subsequent embryo development. *Cryo letters* 2003;24(6): 365-74.
- Kopeika J., Kopeika E., Zhang T., Rawson D. M., Holt W. V. (2002): Detrimental effects of cryopreservation of loach (*Misgurnus fossilis*) sperm on subsequent embryo development are reversed by incubating fertilised eggs in caffeine. *Cryobiology*, 46, 43–52.
- Müller, T. (2009): Jelölt széles kárászok (*Carassius carassius*) a Balatonban. *Halászat* 102 (1), 21.
- Müller, T., Csorbai, B., Urbányi, B. (2007). A széles kárász - *Carassius carassius* – szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. *Pisces Hungarici* II. 73-82.
- Sallai Z. (2001): A Berettyó és a Nagy-sárrét halfaunájának változása. In Tóth A. (szerk.): *Víz- és emberformálta táj. Helytörténeti Füzetek*, Kisújszállás, 89-106.
- Sallai Z. (2002a): A Bihari-sík Tájvédelmi Körzet halfaunisztikai viszonyai. *A Puszta* 17: 26-44. 1-19.
- Sallai Z. (2002b): Adatok a Hevesi Füves Puszták Tájvédelmi Körzet halfaunájához, különös tekintettel a Hanyi-érre vonatkozóan. *A Puszta* 17. 49-58.
- Wolnicki, J Görny (1995): Suitability of two commercial dry diets for intensive rearing of larval tenth (*Tinca tinca* L.) under controlled conditions. *Aquaculture* 129:256-258.

VÉDETT HALFAJOK ELTERJEDÉSE ÉS POPULÁCIÓDINAMIKÁJA
A TAPOLCAI-MEDENCE PATAKJAIBAN

OCCURRENCE AND POPULATION DYNAMICS OF PROTECTED FISH SPECIES
IN STREAMS OF THE TAPOLCA BASIN

WEIPERTH András¹, FERINCZ Árpád², STASZNY Ádám³,
PAULOVITS Gábor⁴, KERESZTESSY Katalin⁵

¹ MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás, Göd, weiperth@gmail.com

² ELTE TTK Állattani és Ökológiai Tanszék, Budapest, thoracatum@gmail.com

³ SZIE Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, staszny.adam@gmail.com

⁴ MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany, paulo@tres.blki.hu

⁵ Vas-Hal Bt., Maglód, keresztessy.katalin@gmail.com

Kulcsszavak: Balaton, lápi póc, fenékjáró küllő, szivárványos ökle, réticsík, vágócsík

Keywords: Balaton, European mud-minnow, gudgeon, bitterling, weatherfish, spined loach

Összefoglalás

2004. és 2007. között halfaunisztikai kutatásokat végeztünk a Tapolcai-medence vízfolyásaiban. Kutatásaink során öt vízfolyásban összesen 26 halfajt mutattunk ki, melyek közül 5 faj áll törvényi védelem alatt, és ebből három faj szerepel nemzetközi védelmi egyezményekben és irányelvekben. Ezek a fenékjáró küllő (*Gobio gobio gobio*), a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*), a réticsík (*Misgurnus fossilis*), a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) és a lápi póc (*Umbra krameri*). Célunk volt a vízfolyásokban előforduló védett halfajok kimutatása és néhány populációdinamikai paramétereinek vizsgálata.

Summary

Fish fauna was surveyed in the Tapolca basin of the Balaton Highlands from 2004 to 2007. Occurrences of 26 fish species were proved, and 5 of them were protected by law in Hungary. Self-sustaining populations of gudgeon (*Gobio gobio*), bitterling (*Rhodeus sericeus*), weatherfish (*Misgurnus fossilis*), spined loach (*Cobitis elongatoides*) and European mudminnow (*Umbra krameri*) were found in the Ederics stream, Lesence stream, Kétöles stream, Tapolca stream and Eger stream. Population dynamics and habitat use of these species were investigated.

Bevezetés

A Tapolcai-medence a Balaton északi vízgyűjtőjéhez tartozik. A terület egészen a XX. század elejéig a Balatonnal összefüggő vizes élőhely volt. Lecsapolását az 1930-as években kezdték el. Maradványként csak a Lesence-nádasmező maradt meg, melynek a restaurációját a 90-es évek közepén fejezték be (Zákonyi, 2004). A Tapolcai-medence patakjait az emberi tevékenység jelentősen módosította: a medrek többnyire szabályozottak, vízminőségüket a környező területek mezőgazdasági tevékenysége, valamint a csatornázatlan települések szennyvízterhelése alakítja. Általában megfigyelhető volt, hogy a lassú folyású szakaszokat kora nyártól késő ősziig dús hínárnövényzet és nádas borítja. A terület része a NATURA 2000 védelmi hálózatnak, kezelése a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság hatáskörébe tartozik.

A Balaton és a hozzá kapcsolódó befolyóvizek halállományának összetételéről, térbeli és időbeli változásairól számos tanulmány közöl adatokat (Vutskits, 1897; Lukács, 1932; Bíró, 1981, 2000; Paulovits és mtsai., 1991, 1994; Weiperth és mtsai., 2008a,b, 2009). A kutatások bebizonyították, hogy a Balatonban előforduló halfajok, egy faj kivételével, mind megtalálhatóak a befolyóvizekben. Egyedüli kivétel a garda, amelyet eddig még nem mutattak ki a befolyókon végzett halfaunisztikai kutatások (Staszny és Paulovits, 2007). A Balatont tápláló északi és déli befolyók halfaunisztikai adatai alapján megállapíthatjuk, hogy több halfaj mára csak ezekben a vízfolyásokban fordul elő. A befolyók hálózatai ún. refúgiumokat, menekülési területeket képeznek a Balaton vízgyűjtőjén, mert több, a tóban korábban gyakori halfaj már csak ezeken az élőhelyeken fordul elő (aranykárász, compó). A

befolyóvizek vizsgálata az elmúlt 20 évben fokozott figyelmet kapott, ennek köszönhetően egyre több adattal rendelkezünk halállományuk tér- és időbeli változásairól (Przybylski és mtsai., 1991; Bíró és mtsai., 2001; Lendvai és Keresztessy, 2004; Sály és mtsai., 2007; Takács és mtsai., 2007; Weiperth és Keresztessy, 2008a,b). A befolyók természetvédelmi szerepét több munkában is részletesen bemutatják (Bíró és Paulovits, 1994, 1995; Paulovits és mtsai., 1994; Keresztessy, 1998), és ezzel párhuzamosan több kisvízfolyás természetvédelmi értékelését is elkészítették (Guti, 1993, 1995; Bíró és mtsai., 2001, Lendvai és Keresztessy, 2004; Sály és mtsai., 2007; Weiperth és mtsai., 2008a, 2009).

A balatoni befolyók vizsgálata során megjelent munkák tanulmányozásakor mind az öt általunk vizsgált halfajjal találkozhatunk. A lápi póc, a réticsík és a vágócsík állományait legtöbbször a Kis-Balaton halbiológiai vizsgálataiban ismertetik (Bíró, 1981; Bíró és Paulovits, 1994, 1995; Erős és mtsai., 2008), valamint a Balaton északi és déli befolyóinak vizsgálata során több helyről jelezték a fajok jelenlétét (Bíró és mtsai., 2001; Keresztessy, 1998; Lendvai és Keresztessy, 2004; Sály és mtsai., 2007; Takács és mtsai., 2007; Weiperth és Keresztessy, 2008; Weiperth és mtsai., 2008a, 2009). A fenékjáró küllő a Balaton északi befolyóvizeinek felső szakaszain fontos faunaalkotó elem, a Bakonyban eredő bővízü patakokban egészen a forrásvidékig is felhatol (Barta, 1996). A szivárványos öklét a Balatonon végzett halbiológiai vizsgálatokban is sokszor megemlítik, mint több ragadozó faj táplálékát (Bíró, 2002). A Balaton vízgyűjtőjén található vízfolyások többségében tömeges, de legnagyobb állományait a Tapolcai-medence vízfolyásaiban figyelték meg (Bíró és mtsai., 2001; Lendvai és Keresztessy, 2004; Zákonyi, 2004; Takács és mtsai., 2007; Weiperth és Keresztessy, 2008; Weiperth és mtsai., 2009).

A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) közönséges halfaj volt a vízrendezések előtt Magyarországon. Legnagyobb állományai a nagy kiterjedésű lápokban éltek, de a mezőgazdaság térhódításával, a lápok lecsapolásával a halfaj számára fontos élőhelyek száma jelentősen megfogyatkozott. Hazánkban a lápi póc 1974 óta védett, szerepel a magyar Vörös Könyvben (Rakonczay, 1989), az IUCN vörös listáján és a Berni Egyezmény II függelékében, valamint NATURA 2000-es jelölő faj. A lápi póc hazai vizsgálatainak eredményeit többen (Sterbetz, 1963; Keresztessy, 1998; Wilhelm, 2003, 2006, 2008; Harka és Sallai, 2004; Sallai, 2005) összefoglalták. Populációdinamikáját és táplálkozását már korábban is vizsgálták (Guti és mtsai., 1991).

A Dunántúlon a faj legjelentősebb állománya a Kis-Balaton és a Balaton vízgyűjtőjéhez tartozó kisvízfolyásokban található (Herman, 1887; Paulovits és Bíró, 1995; Bíró és Paulovits, 1995; Bíró és mtsai., 2001; Harka és Sallai, 2004; Lendvai és Keresztessy, 2004; Sallai, 2005; Takács és mtsai., 2007; Weiperth és Keresztessy, 2008; Weiperth és mtsai., 2009). Napjainkra a Balaton vízgyűjtőjén megtalálható lápi póc állományait egy újabb veszélyforrás fenyegeti, mivel 2008 tavaszán (Erős és mtsai., 2008) kimutatták az amurgébet (*Perccottus glenii*) a Marótvölgyi-csatornában, mely lokálisan, néhány egyeddel folyamatosan megtalálható (Harka és mtsai., 2008; Mahunka és Banczerowski, 2009). Ezért fontos feladatnak tartjuk, hogy a Balaton vízgyűjtőjén megtalálható állományokról minél pontosabb adatokat gyűjtsünk a faj további megőrzésének érdekében.

A fenékjáró küllő a Bakony vízfolyásaiban korábban tömegesen előfordult (Herman, 1887; Barta, 1996), de állományai több patakban lecsökkentek az elmúlt évtizedek drasztikus vízszintváltozásainak hatására (Barta, 1996; Sály és mtsai., 2007). A fenékjáró küllő hazai elterjedését több munkában is összefoglalták (Herman, 1887; Vásárhelyi, 1961; Pintér, 1989; Harka és Sallai, 2004), de átfogóbb növekedésvizsgálatot még nem végeztek a fajnál. A faj 2002 óta törvényi oltalom alatt áll (Harka és Sallai, 2004). A fenékjáró küllőnél Bereczki és Takács (2007a,b) morфомetriai elemzéseket és testhossz-testtömeg vizsgálatokat végzett a Balaton számos befolyóvizein és néhány bükkaljai patakon.

A réticsík számos lassú áramlású balatoni befolyóban megtalálható, de az állományok szétszórtan helyezkednek el a vízgyűjtő teljes területén. A legnagyobb állományok a déli,

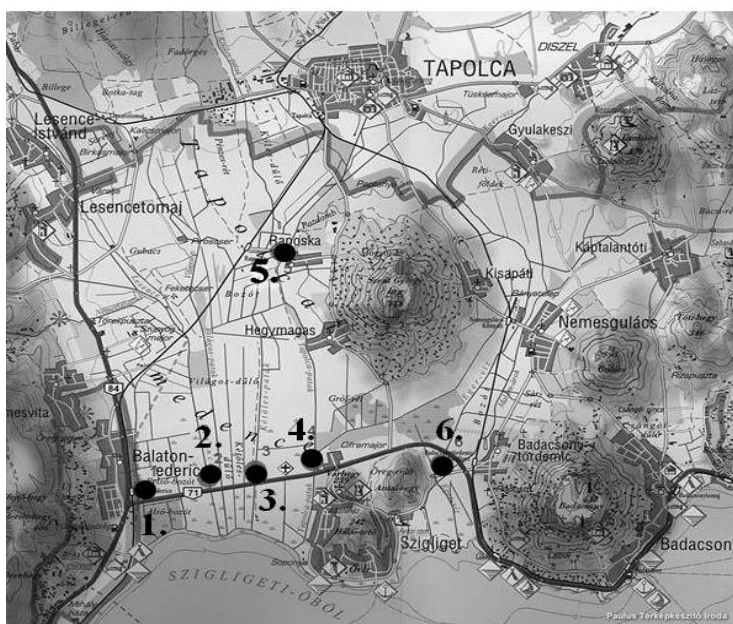
valamint a kis-balatoni befolyókban élnek (Paulovits és Bíró, 1994, 1995; Bíró és mtsai., 2003; Harka és Sallai, 2004).

A vágócsik előfordulását a réticsíkhhoz hasonlóan a balatoni befolyóvizekből rendszeresen jelezték. A faj legnagyobb állományait a Bakonyi patakokból írták le, de kisebb egyedszámban a déli befolyókból is kimutatták (Pintér, 1989; Bartha 1996; Bíró és mtsai., 2003; Harka és Sallai, 2004). A réti- és a vágócsik 1974 óta szerepel a védett halfajok listáján, és mindkettő szerepel a Berni Egyezményben, valamint NATURA 2000-es jelölő fajok között is.

A szivárványos ökle hazai előfordulását már Herman (1887) is jelezte. Későbbi vizsgálatok alkalmával már számos vízből kimutatták (Vutskits, 1918; Vásárhelyi, 1961), a további vizsgálatok pedig rámutattak, hogy a szivárványos ökle hazánk vizeiben egy általánosan elterjedt faj, amely valamennyi víztípusban megtalálja életfeltételeit (Pintér, 1989; Harka, 2003; Harka és Sallai, 2004). Táplálkozása és növekedése témában történtek már vizsgálatok (Gyurkó és Nagy, 1970; Harka, 2003). A szivárványos ökle 2002 óta szerepel a természetvédelmi oltalom alatt álló halfajok listáján, valamint szerepel a Berni Egyezményben és az Élőhelyvédelmi Irányelv II. függelékében (Harka és Sallai, 2004).

A vizsgálatok helye, ideje és módja

A vizsgálatainkat 2004-2007 között végeztük a Tapolcai-medence öt kisvízfolyásán, hat mintavételi területen. A Balaton teljes vízgyűjtő területe 5774 km², ebből az általunk vizsgált patakok vízgyűjtő területe összesen 495 km² (Zákonyi, 2004). Kutatási területeinket az Edericsi-patak, a Lesence-patak, a Kétöles-patak, a Tapolca-patak alsó és felső szakaszán, valamint az Eger-vízen jelöltük ki (1. ábra). Minden évben két időpontban (tavasz/ősz) végeztünk halfaunisztikai gyűjtéseket (1. táblázat).



1. ábra. A 2004-2007 között mintavételezett és vizsgálatba vont szakaszok helyzete.

- 1 - Edericsi-patak, 2 - Lesence-patak, 3 - Kétöles-patak, 4 - Tapolca-patak 71-es út, 5 - Tapolca-patak Raposka, 6 - Eger-víz

Fig. 1. Reaches studied and sampled in 2004-2007.

- 1 - Edericsi-stream, 2 - Lesence-stream, 3 - Kétöles-stream, 4 - Tapolca-stream 71-es steat, 5 - Tapolca-stream Raposka, 6 - Eger-stream

1. táblázat. A vizsgált vízfolyások és mintavételi helyszínek. A földrajzi koordináták GPS készülékkel mért adatok alapján az Egységes Országos Vetületi rendszer (EOV) szerint.

Table 1. The investigated streams and sampling and their coordinates according to the EOV Hungarian Grid. Steam (1), sampling site (2), longitude (3), latitude (4), altitude above sea level (5)

Vízfolyás (1)	Mintavételi helyszín (2)	EOV koordináták		Tszf. magasság (m) (5)
		hosszúság (3)	szélesség (4)	
Edericsi-patak	71-es út hídjá	523776	163265	95
Lesence-patak	71-es út hídjá	524715	163497	99
Kétőles-patak	71-es út hídjá	525534	163712	104
Tapolca-patak	71-es út hídjá	526629	163831	108
	Raposka	528325	163698	123
Eger-víz	Szigliget	528866	163739	103

A mintavételeket 2004-től 2007-ig évente 2-2 alkalommal végeztük: (2004. V. 3., és IX. 28.; 2005. V. 6., és XI. 1.; 2006. IV. 21., és X. 1.; 2007. IV. 10., X. 15.). A mintavételi helyszínekre jellemző élőhelyi változókat rendszeresen mértük a felmérések során, mint a vízhőmérsékletet és az oldott O₂ koncentrációját (mg/l), valamint a mintavételi szakaszok kezdeti, középső és végpontján az áramlási sebességet (m/s), a vízmélységet (m), és megbecsültük a növényzeti borítottságot (%). Az élőhelyi paramétereket és az egyes fajok fogási adatainak összefüggését ezután többváltozós statisztikai módszerrel (kanonikus korrespondencia-elemzéssel: CCoA) vizsgáltuk (Podani, 1997, 2001). Az elemzésünkkel arra kerestünk választ, hogy a vizsgált kisvízfolyások esetén mely környezeti változók befolyásolják az egyes halfajok gyakoriságát az egyes víztestekben.

Az egyedek begyűjtését pulzáló egyenáramú elektromos kutató halászgéppel (RADET IUP-12 típusú, 4-14 A és 20-100 Hz) végeztük, egységesen 150 m hosszúságú szakaszokon. A halászgép kör alakú, 50 cm átmérőjű anódjának kerete 5×3 mm-es szembőségű hálóval volt felszerelve. Az elektromos kutató halászgép használatát a módszer kíméletessége indokolta, használatával a gyűjtött egyedek óvatos mérése után a vízbe sérülésmentesen visszahelyezhetők. A helyszínen a gyűjtött egyedek standard testhosszát (L_S) mm pontossággal, a testtömegüket (W) 0,1 gramm pontossággal mértük hordozható digitális mérlegen.

A testhossz és testtömeg összefüggését Tesch (in Bíró, 1993) által javasolt $W = aL^b$ formula szerint számítottuk, amelyben W a testtömeg, L a törzshossz, a a fajra jellemző konstans, b pedig a kondíció jellemzésére is alkalmas hatványkivető, melynek értéke általában 2,5 és 4 között változik. Az életkort a Petersen-féle testhosszgyakoriság elemzésével becsültük (Bíró, 1993; Harka, 1984), de a kapott eredményeket az egyedekről vett pikkelyek alapján végzett kormeghatározással pontosítottuk (Bíró, 1993). A pikkelyeket minden egyed esetében azonos helyről, az oldalon és a hátúszó első úszósugara által kijelölt területről gyűjtöttük. A lápi póc és a fenékjáró küllő esetében valamennyi megfogott egyedről, a szivárványos öklénél 316 egyedről gyűjtöttünk pikkelyeket kormeghatározás céljából. A két csíkfaj korát a szakirodalmi adatokat felhasználva a testhossz alapján becsültük (Pintér, 1989).

A pikkelyeken talált növekedési vonalak és évgűrük rádiuszát profilprojektoron 20-szoros nagyításon mértük. A korábbi években elért standard testhosszakat az $L_n = (S_n/S) * L_s$ összefüggése alapján számítottuk, ahol L_n a hal törzshossza az „n”-dik évgűrű kialakulásakor, L_s a hal törzshossza a pikkely gyűjtésekor, S_n az „n”-edik évgűrű távolsága a pikkelyfókuszról, S pedig a pikkely fókuszától a szegélyéig mért távolság (Bagenal és Tesch, 1978; Bíró, 1993). Mindhárom vizsgált faj pontos kormeghatározásánál merültek föl problémák. A lápi póc növekedési zónái a pikkelyfókuszról nem gyűrű alakban fejlődnek, és a növekedési zónákkal párhuzamosan több álévgűrű is kialakul az idősebb egyedeknél, ami

megnehezíti az idősebb egyedek pontos kormeghatározását. A másik két faj esetén a fiatal fajoknál az apró pikkelyeket kizárólag a legnagyobb nagyításon tudtuk vizsgálni.

A gyűjtött halak standard testhosszainak (L_s) gyakoriságát táblázatba rendeztük és hisztogrammal ábráztuk, az adatsor értékeihez trendvonalat (3 egymást követő érték mozgóátlaga) illesztettünk.

A növekedés matematikai leírásához Bertalanffy-féle modellt (Bíró, 1993; Harka, 1984) alkalmaztunk. A modell szerint a testhossz bármely t időpontban a következő összefüggéssel írható le: $L_t = L_{inf} [1 - e^{-K(t-t_0)}]$. Az egyenletben L_t a hal testhossza (esetünkben a standard testhossz) t idő (éves) korban, L_{inf} az aszimptotikus testhossz, amelyhez a hal testmérete közelít, K a növekedés sebességi állandója, t_0 az a hipotetikus időpont, amelynél a hal mérete elméletileg zérus, e pedig a természetes alapú logaritmus alapszáma.

Eredmények

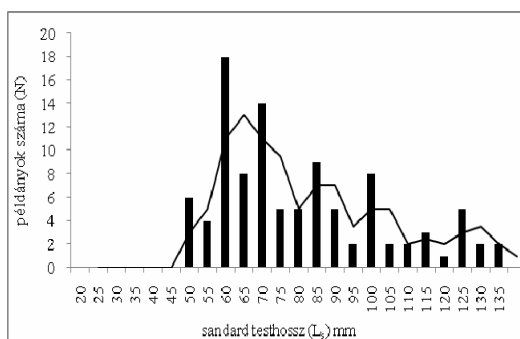
A négy év során összesen 26 faj 6312 egyedét sikerült megfognunk mely közül öt halfaj volt védett. Az öt védett halfajból összesen 1240 egyedét sikerült gyűjteni: lápi póc - 214 példány, fenékjáró küllő - 174 példány, réticsík - 28 példány, vágócsík - 45 példány, szivárványos ökle - 779 példány. (2. táblázat). Vizsgálatunk négy éve alatt a lápi pócot két mintavételi helyen, a fenékjáró küllőt a Tapolca-patak felső szakaszán, a szivárványos öklét minden patakban, a réticsíkot két és a vágócsíkot kezdetben három, majd később már csak két mintavételi helyen sikerült kimutatnunk.

2. táblázat. A gyűjtött halfajok egyedszámai a vizsgált helyszíneken.
Table 2. The number of the collected fishes at the sampling sites

Halfajok	Eger-víz	Tapolca-patak		Kétöles-patak	Lesence-patak	Edericsi-patak
		alul	felül			
Fenékjáró küllő (<i>Gobio gobio</i>)	-	-	174	-	-	-
Réticsík (<i>Misgurnus fossilis</i>)	-	-	-	-	7	21
Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	-	-	3	-	29	13
Ökle (<i>Rhodeus sericeus</i>)	115	114	47	128	121	254
Lápi póc (<i>Umbra krameri</i>)	-	-	-	-	110	104

Lápi póc

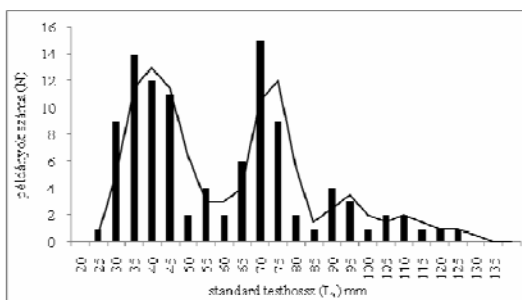
A gyűjtött halak standard hossza 22-133,2mm, a testtömegük pedig 1,3-26,1g között változott. A gyűjtött példányok standard testhosszainak gyakoriságát a tavaszi és az őszi mintákban külön ábráztuk (2., 3. ábra).



2. ábra. A lápi póc testhosszgyakorisága a tavaszi mintában

Fig. 2. Length frequency distribution of mud-minnow in spring (N=214), N = individuals, L_s = standard length

A tavaszi mintában négy korcsoportot tudunk elkülöníteni: 60-70 mm-nél, 85 mm-nél, 100 mm-nél, míg egy negyedik kisebb, laposabb csúcsot 125 mm-nél (2. ábra).

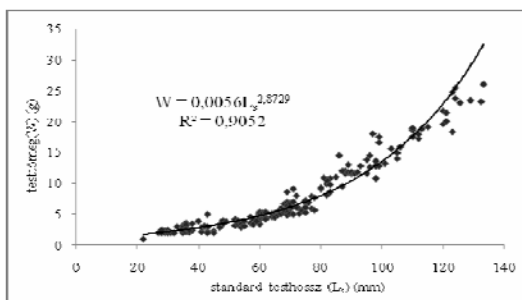


3. ábra. A lápi póc testhosszgyakorisága

Fig. 3. Length frequency distribution of mud-minnow autumn ($N=214$), N = individuals, L_s = standard length

Az őszi mintában megjelentek az adott évi ivadékok, ennek következtében az első korosztály 35-40 mm-nél, a második a 65-75 mm-nél, a harmadik a 90-95 mm-nél, negyedik a 105-110 mm-nél különíthető el. A két testhosszgyakoriság-eloszlás alapján öt korcsoport eloszlásra lehet következtetni (3. ábra).

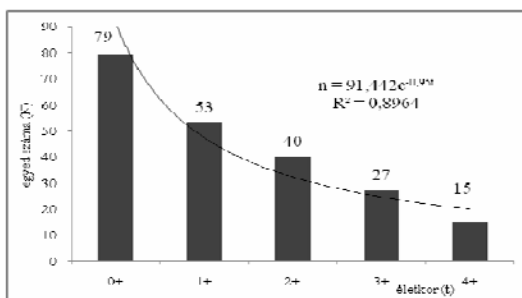
A populációt jellemző testhossz–testtömeg összefüggést a $W = 0,0056L^{2,8729}$ egyenlet írja le (4. ábra).



4. ábra. A lápi póc testhossz–testtömeg összefüggése

Fig. 4. Length and weight relationships of European mud-minnow

Kormeghatározás céljából mind a 214 begyűjtött egyedről vettünk pikkelyeket. A pikkelyen található növekedési zónák vizsgálata megerősítette, hogy a mintában előforduló halak összesen öt korosztályt képviselnek. A Tapolcai-medence lápi pócainál az egyedszám alakulását a populáció korosztályaiban az 5 ábrán mutatjuk be.



5. ábra. A lápi póc populáció életkor szerinti eloszlása.

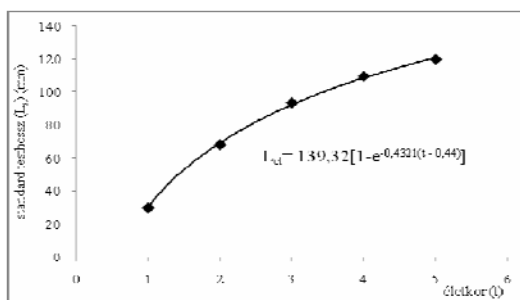
Fig. 5. Age composition of European mud-minnow

Az egyes korcsoportok átlagos standard testhosszát (L_s) és az ehhez tartozó átlagos testtömeget (W) a 3. táblázatban foglaltuk össze.

3. táblázat. A lápi póc növekedése a Tapolcai-medence patakjaiban (L_s mm-ben, W g-ban).
Table 3. The growth of the European mud-minnow in streams of the Tapolca basin (L_s in mm, W in g).

Korcsoport	Edericsi-patak		Lesence-patak	
	$L_s \pm SD$	$W \pm SD$	$L_s \pm SD$	$W \pm SD$
0+	35,74±12,3	2,78±1,1	38,24±11,5	2,55±1,4
1+	61,37±7,1	5±1,8	67,63±8,5	3,9±1,2
2+	91,35±5,1	6,39±2,1	98,1±4,2	5,36±1
3+	102,1±8	11,7±2,6	103,13±11,5	8,67±3,3
4+	107,1±19,5	16±4,6	115,1±17,3	12,8±6,7

A Tapolcai-medence két patakjának egy-egy szakaszán gyűjtött lápi pócok növekedését leíró Bertalanffy-féle függvény egyenlete a következő: $L_t = 139,32 [1 - e^{-0,4321(t - 0,44)}]$. Az ezt leíró görbét az 6. ábrán szemléltetjük. A 4. táblázatban feltüntettük az egyes korosztályokhoz tartozó átlagos testhosszt.



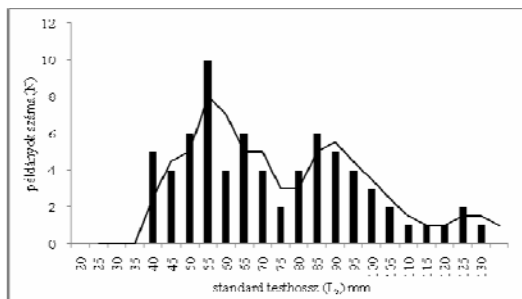
6. ábra. A lápi póc növekedése a Tapolcai-medencében a Bertalanffy-modell szerint
Fig. 6. Growth of European mud-minnow in the Tapolca basin, according to the Bertalanffy model

4. táblázat. A lápi póc egyes korcsoportjainak pikkelyvizsgálatok alapján kapott standard testhosszai és a Bertalanffy-egyenlettel számított testhosszak (L_s mm-ben).
Table 4. Body length data of European mud-minnow based upon measures taken and calculated by the Bertalanffy method (L_s in mm)

kor	egyedszám	L_1	L_2	L_3	L_4
1+	53	64,3	-	-	-
2+	40	67,1	96,9	-	-
3+	27	66,2	93,2	103,6	-
4+	15	66,3	89,2	112,7	120,7
Átlag		66,0	93,1	108,2	120,7
Visszaszámolt		68,3	93,2	109,4	119,9

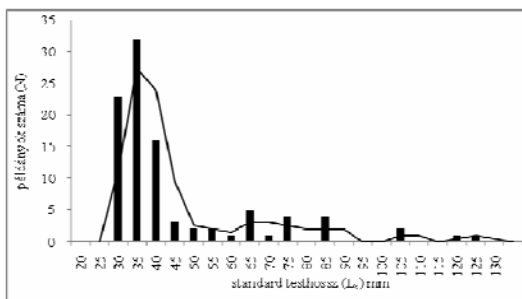
Fenekjáró küllő

A gyűjtött halak standard hossza 26-128 mm, a testtömegük pedig 0,46-23,4 g között változott. A gyűjtött példányok standard testhosszainak gyakoriságát ábrázolva a tavasszal gyűjtött egyedeknél két erőteljesebb és egy kisebb csúcs figyelhető meg (7. ábra). Az első 50-55 mm-nél, a második 85-90 mm-nél, a harmadik 125 mm-nél.



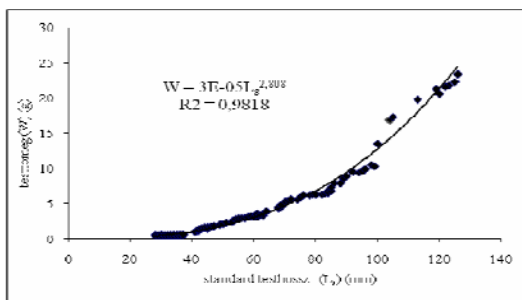
7. ábra. A fenékjáró küllő testhosszgyakorisága tavasszal
 Fig. 7. Length frequency distribution of gudgeon in spring (N=214), N = individuals, Ls = standard length

Az ősszel gyűjtött egyedek testhosszainak gyakoriságát ábrázolva egy nagyon kiemelkedő csúcs mutatkozott, majd a kis példányszámok miatt több csúcsot már nem tudunk elkülöníteni (8. ábra). Mind a négy évben a 40 mm-nél nagyobb egyedek száma az őszi mintákban igen alacsony volt. Ősszel az egy kiemelkedő csúcspontot a 30-40 mm közötti egyedeknél kaptuk. A két testhossz-gyakorisági eloszlás alapján négy korcsoport előfordulására lehet következtetni.



8. ábra. A fenékjáró küllő testhosszgyakorisága ősszel
 Fig. 8. Length frequency distribution of gudgeon in autumn (N=214), N = individuals, Ls = standard length

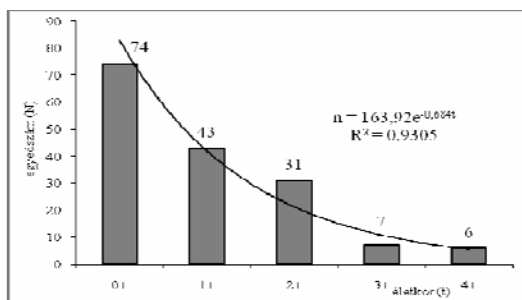
A Tapolca-patakban élő fenékjáró küllő populációját jellemző testhossz–testtömeg összefüggés egyenlete: $W = 3E-05L_s^{2,808}$ (9. ábra).



9. ábra. A fenékjáró küllő testhossz–testtömeg összefüggése
 Fig. 9. Length and weight relationships of gudgeon

A pontos kormeghatározás céljából mind a 174 begyűjtött fenékjáró küllő egyedről gyűjtöttünk pikkelyeket. A pikkelyen található növekedési zónák vizsgálata kimutatta, hogy

a mintában előforduló halak összesen öt korosztályt alkotnak. Az életkor szerinti eloszlást a 10. ábrán szemléltetjük. Az egyes korcsoportok átlag standard testhosszát (L_s) és az ehhez tartozó átlagos testtömeget (W) az 5. táblázatban foglaltuk össze.

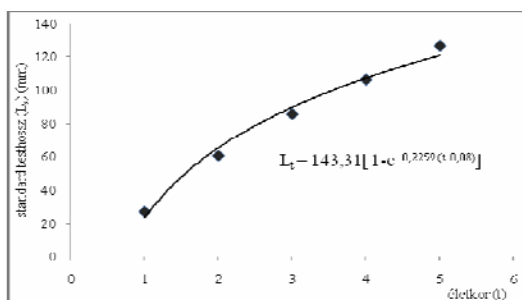


10. ábra. A fenékjáró küllő életkor szerinti eloszlása.
Fig. 10. Age distribution of gudgeon

5. táblázat. A fenékjáró küllő növekedése a Tapolca-patakban (L_s mm-ben, W g-ban).
Table 5. The growth of the gudgeon in streams of the Tapolca stream (L_s in mm, W in g).

Korcsoport	0+	1+	2+	3+	4+
L_s	32,83±4,7	52,13±11,5	82,72±16,4	106,11±10,5	123,15±3,8
W	1,37±0,62	2,32±2,1	7,33±4,6	15,91±6,4	22±2,6

A Tapolca-patakban gyűjtött fenékjáró küllők növekedését leíró Bertalanffy-féle függvény egyenlete a következő: $L_t = 143,31[1 - e^{-0,2259(t-0,08)}]$. A függvény képét 11. ábrán szemléltetjük, valamint az egyes korosztályoknak a mérési adatokból meghatározott átlagos testhosszát a 6. táblázatban mutatjuk be.



11. ábra. A fenékjáró küllő növekedése a Tapolca-patakban a Bertalanffy-modell szerint
Fig. 11. Growth of the gudgeon in the Tapolca stream according to the Bertalanffy modell (L_s in mm)

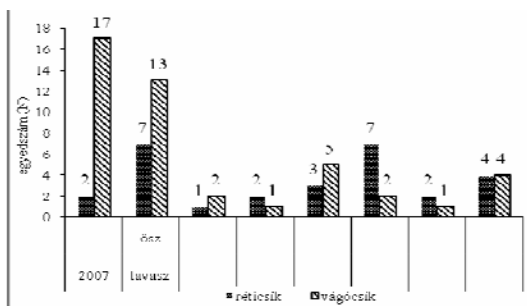
6. táblázat. A fenékjáró küllő egyes korcsoportjainak pikkelyvizsgálatok alapján kapott standard testhosszai és a Bertalanffy-egyenlettel számított testhosszak (L_s mm-ben)

Table 6. Body length data of gudgeon based upon measures taken and calculated by the Bertalanffy method (L_s in mm)

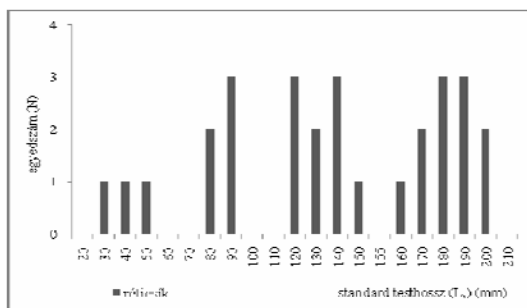
kor	egyedszám	L_1	L_2	L_3	L_4
1+	43	55,2	-	-	-
2+	31	53,1	82,3	-	-
3+	7	52,9	81,8	102,7	-
4+	6	51,6	82,7	104,6	122,3
Átlag		53,2	82,3	103,7	122,3
Visszaszámolt		53,4	83,1	105,7	122,9

Csíkfajok

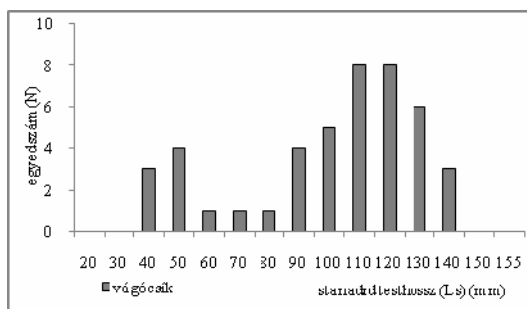
A két csíkfaj állományában az évek során jelentős csökkenést tapasztaltunk, melyet a 12. ábrán mutatunk be. A vágócsík a Tapolca-patak felső szakaszából Raposkánál 2004 után már nem került elő, és a rétiscsík két populációjában egyenetlen koreloszlást, valamint csökkenő egyedszámot regisztráltunk. Vizsgálataink során az őszi halászatokkor a rétiscsíkot sikeresebben gyűjtöttük, de fiatal példányok nem szerepeltek a 2005 és 2007 őszi gyűjtött mintákban. Mindkét csíkfajnál egyenetlen koreloszlást kaptunk (13., 14. ábra). Mindkét fajnál megfigyelhető, hogy a fiatalabb korosztályok egyedszáma kisebb, mint az idősebb korosztályoké.



12. ábra. A csíkfajok fogásainak alakulása (valamennyi mintavételi hely adatainak összesítése).
Fig. 12. Individual numbers of Cobitidae species (summary of data of the sample sites)



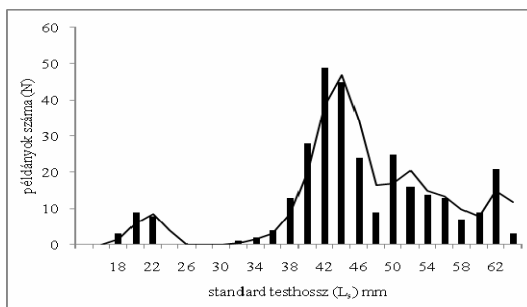
13. ábra. A rétiscsík testhossz-gyakorisága
Fig. 13. Length frequency distribution of weatherfish (N=28) N = individuals, L_s = standard length.



14. ábra. A vágócsík testhossz-gyakorisága
Fig. 14. Length frequency distribution of spined loach (N=44) N = individuals, L_s = standard length.

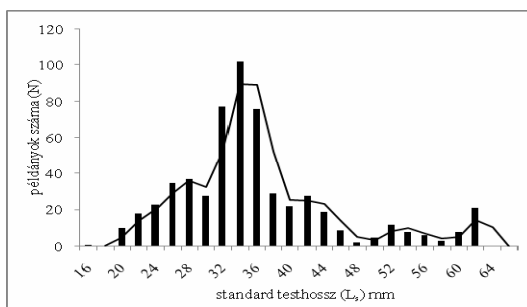
Szivárványos ökle

A szivárványos öklét valamennyi patakából nagy egyedszámban sikerült gyűjteni, ahogy azt a 2. táblázatban bemutattuk. Az öt patakban gyűjtött 779 egyed standard testhossza 18-64,3 mm, testtömege 0,5-8,15 g között változott. A 255 tavasszal gyűjtött példány standard testhosszainak gyakoriságát ábrázolva 4 csúcs figyelhető meg (15. ábra). Az első 18-22 mm-nél, második 39-43 mm-nél, harmadik 52-54 mm-nél, negyedeik 60-62 mm-nél és végül az ötödik 60-62 mm-nél. A Tapolca-patak felső szakaszának kivételével valamennyi mintavételi helyen azonos korcsoporteloszlást kaptunk.



15. ábra. A szivárványos ökle testhossz-gyakorisága tavasszal a Tapolcai-medence patakjaiban
 Fig. 15. The body length frequency of the bitterling in the stream in spring of the Tapolca basin (N=779) individuals (N) standard length (L_s)

Az ősszel gyűjtött 513 egyed méreteloszlását tanulmányozva öt csúcst tudunk elkülöníteni. Első 26-28 mm-nél, a második 32-36 mm-nél, harmadik 42-44 mm-nél, negyedik 52-56 mm-nél és végül az ötödik 60-62 mm-nél (16. ábra).

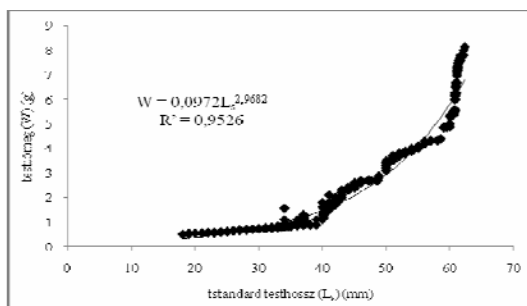


16. ábra. A szivárványos ökle testhossz-gyakorisága ősszel a Tapolcai-medence patakjaiban
 Fig. 16. The body length frequency of the bitterling in the stream in autumn of the Tapolca basin (N=779) individuals (N) standard length (L_s)

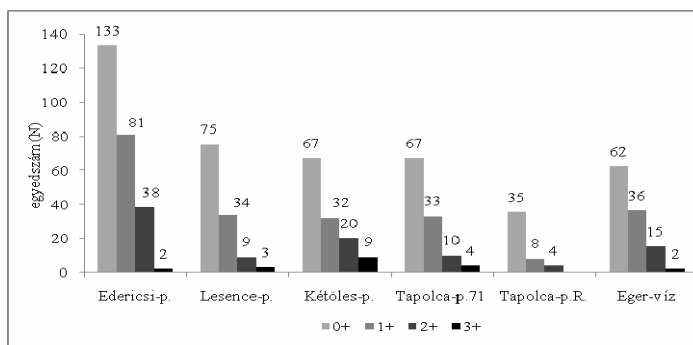
A Tapolcai-medencében élő szivárványos ökle populációit jellemző testhossz–testtömeg összefüggés egyenlete: $W = 0,0972L_s^{2,9682}$ (17. ábra). Az egyes patakokban élő szivárványos ökle populációt jellemző testhossz–testtömeg összefüggését leíró egyenleteket az 8. táblázatban foglaltuk össze.

A szivárványos öklénél összesen 316 egyedről gyűjtöttünk pikkelyeket a pontos kormeghatározás céljából (Edericsi-p.: 85, Lesence-p.: 48, Kétőles-p.: 36, Tapolca-p.: 89, Eger-v.: 58). A pikkelyvizsgálatokkal végzett kormeghatározással megállapítottuk, hogy a 18-32 mm közötti egyedek mind az adott évi szaporulatokhoz tartoznak, vagyis egy korosztályt alkotnak. A pikkelyeken található növekedési zónák vizsgálata megerősítette,

hogy a mintában előforduló halak az Edericsi-, Lesence-, Kétöles-, Tapolca-patak alsó szakaszán és az Eger-vízen összesen négy, míg a Tapolca-patak felső szakaszán három korosztályt képviselnek (18. ábra). Az egyes korcsoportok átlagos testtömegét és standard testhosszát az 7. táblázatban foglaltuk össze



17. ábra. A szivárványos ökle testhossz-testtömeg aránya a Tapolcai-medence patakjaiban
Fig. 17. Length and weight relationships of bitterling in streams of the Tapolca basin

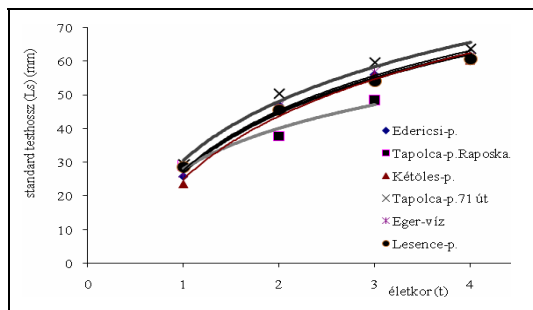


18. ábra. A szivárványos ökle életkor szerinti eloszlása a mintavételi helyszíneken
Fig. 18. Age distribution of bitterling at the sampling sites

7. táblázat. A szivárványos ökle növekedése a Tapolcai-medence patakjaiban (L_s mm-ben, W g-ban).
Table 7. The growth of the bitterling in streams of the Tapolca basin (L_s in mm, W in g).

Korcsoport	Edericsi-patak		Lesence-patak		Kétöles-patak		Tapolca-p. 71-es út		Tapolca-p. Raposka		Eger-víz	
	L_s	W	L_s	W	L_s	W	L_s	W	L_s	W	L_s	W
0+	25	0,6	26	0,7	24	0,5	29	0,6	27	0,72	27	0,64
1+	46	2,1	44	1,96	45	1,77	51	2,4	38	1,35	46	2,1
2+	56	3,6	53	3,5	56	3,7	58	4,1	47	3,1	56	3,7
3+	60	5,8	60	6,1	60	5,9	64	6,2	-	-	60	6

Az egyes szivárványos ökle állományok növekedését leíró Bertalanffy-féle függvények egyenleteit, melyek alapján bármely t nyaras korcsoport átlagos standard hossza kiszámítható, az 8. táblázatban foglaltuk össze. A függvények képeit a 19. ábra mutatja be, valamint az egyes korosztályoknak a kormeghatározás alapján kapott átlagos testhosszát a 9. táblázatban összegeztük. A 10. táblázatban a valamennyi patakra visszszámolt standard testhossz értékeket összegeztük.



19. ábra. A szivárványos ökle növekedése a Tapolcai-medence patakjaiban a Bertalanffy-modell szerint
 Fig. 19. Growth of bitterling according to the Bertalanffy modell in the streams of the Tapolca basin

8. táblázat. A szivárványos ökle populációdinamikai paraméterei az öt vizsgált vízfolyásban
 Table 8. Growth of bitterling in the streams of the Tapolca basin

Vizsgált vízfolyás	Petersen módszer	Tesch formula	Bertalanffy-féle egyenlet
Ederics-patak	n = 399e ^{-0,8836t}	W = 0,0002L ^{2,8987}	L _t = 63,158x[1-e ^{-0,837x(t-0,37)}]
Lesence-patak	n = 469,11e ^{-1,1826t}	W = 0,0001L ^{2,9914}	L _t = 63,79x[1-e ^{-0,87x(t-0,12)}]
Kétőles-patak	n = 96,739e ^{-0,5324t}	W = 0,0004L ^{2,9021}	L _t = 63,79x[1-e ^{-0,822x(t-0,433)}]
Tapolca-patak 71	n = 179,91e ^{-0,9529t}	W = 0,0001L ^{2,9258}	L _t = 67x[1-e ^{-0,817x(t-0,29)}]
Tapolca-p R.	n = 106,61e ^{-0,7562t}	W = 0,0008L ^{2,2823}	L _t = 54,72x[1-e ^{-0,673x(t-0,72)}]
Eger-víz	n = 263,04e ^{-1,1177t}	W = 3E-05L ^{2,9382}	L _t = 65,85x[1-e ^{-0,7371x(t-0,29)}]

9. táblázat. A szivárványos ökle egyes korcsoportjainak pikkelyvizsgálatok alapján kapott standard testhosszai és a Bertalanffy-egyenlettel számított testhosszak (L_s mm-ben).
 Table 9. Body length data of bitterling based upon measures taken and calculated by the Bertalanffy method (L_s in mm)

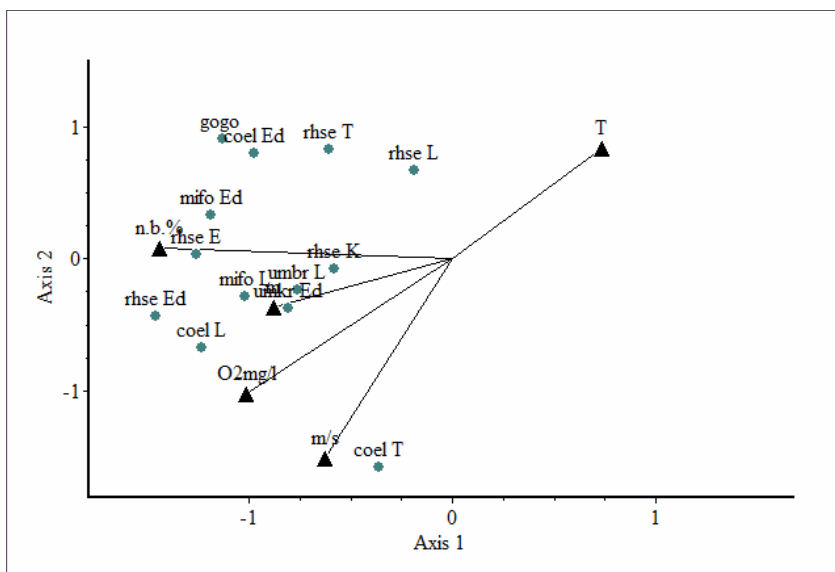
kor	egyedszám	L ₁	L ₂	L ₃
1+	229	44,9	-	-
2+	120	46,3	53,6	-
3+	17	45,7	54,2	61,2
Átlag		45,63	53,9	61,2
Visszaszámolt		46	55	61

10. táblázat. A mérések alapján a Bertalanffy-egyenlettel számított testhosszak (L_s mm-ben) a Tapolcai-medence patakjaiban
 Table 10. Body length data based upon measures taken and calculated by the Bertalanffy method in the (L_s in mm) in the streams of the Tapolca basin

Korcsoport	Edericsi-patak	Lesence-patak	Kétőles-patak	Tapolca-p. 71.u	Tapolca-p. Raposka	Eger-víz
	L _s	L _s	L _s	L _s	L _s	L _s
0+	26	28	24	29	29	27
1+	47	45	46	50	38	47
2+	56	54	56	59	48	56
3+	60	61	60	64	-	61

Az egyes mintavételek során regisztrált környezeti háttérváltozókat a fogási adatokkal együtt statisztikai vizsgálatoknak vetettük alá. A többváltozós statisztikai elemzések során kapott eredményeket a 20. ábrán mutatjuk be. Az elemzés segítségével megállapítható, hogy az egyes halfajok élőhely-preferenciáját mely általunk mért környezeti változók

befolyásolják a legnagyobb mértékben. Az elemzésben az egyes fajok fogási adatait kanonikus korrespondencia-analízissel (CCoA) elemeztük az általunk regisztrált környezeti paraméterekkel. Kimutattuk, hogy a legtöbb fogott faj lokális abundanciáját leginkább a növényzeti borítottság, valamint a vízmélység befolyásolta.



20. ábra. A kanonikus korrespondencia-elemzés (CCoA) eredménye

Tengelyeken: T: hőmérséklet, m: vízmélység, m/s: áramlási sebesség, O₂mg/l: oldott oxigén koncentrációja, n.b.%: vízínövényzet borítottsága %-ban.

Patakok nevei: Ed: Edericsi-patak, L: Lesence-patak, K: Kétöles-patak, T: Tapolca-patak, E: Eger-patak
Halnevek rövidítése: gogo: fenékjáró küllő, rhse: szívárványos ökle, mifo: réticsík, coel: vágócsík, umkr: lápi póc

Axis 1: a variancia 68%-a; Axis 2: a variancia 17%-a

Fig. 20. Result of the multivariate analysis (CCoA)

Axis: T: temperature, m: water deep, m/s: rate of flow, O₂mg/l: solute O₂, n.b.%: percentage of vegetation cover
Name of streams: Ed.: Ederics stream, L: Lesence stream, K: Kétöles stream, T: Tapolca stream, E: Eger stream
The name of fish species: gogo: Gobio gobio, rhse: Rhodeus sericeus, mifo: weatherfish, coel: spined loach, umkr: Umbra krameri

Axis 1: variancia 68%, Axis 2: variancia 17%

Értékelés

Lápi póc

A lápi póc esetén a 214 egyedet tartalmazó minta a körültekintően végzett gyűjtéseknek köszönhetően különböző korosztályba tartozó halakat tartalmazott. Nyári mintavételek alkalmával az adott évi szaporulatból az elektromos halászgép szelektivitása miatt nem sikerült gyűjteni, de az őszi mintavételek során már ez volt legnagyobb mennyiségben a gyűjtött mintákban (átlag 48,31%). Mindez a testhosszgyakoriságokat ábrázoló diagramokon is látható (3. ábra).

A standard testhossz és testtömeg viszonyát leíró egyenlet b állandójának, az úgynevezett allometriai exponensnek az értéke esetünkben 2,8729. Vizsgálatunkban az allometriai exponens értéke közel 3, ami azt jelenti, hogy a tömeggyarapodás üteme lényegében egyezik azzal, ami a hossznövekedés üteméből elméletileg várható. Ugyanakkor a szakirodalmi adatok alapján a lápi póc esetében a b kitevő értéke 3,1-3,4 között változik (Pintér, 1989; Sallai, 2005; Wilhelm, 2006, 2008).

Figyelemre méltó a kutatásunk során felmért állomány korcsoporteloszlása, mivel a hazai publikációk többségében a fajnak legtöbbször 3, maximum 4 korcsoportját sikerült elkülöníteni (Sallai, 2005; Wilhelm, 2008). A pikkelyvizsgálatok alapján az egyes korcsoportokhoz tartozó átlagos testhosszakat pontosan megállapítottuk, és az idősebb korosztályoknál visszaszámoltunk az egyes korcsoportokhoz tartozó standard testhosszakat. A Bertalanffy-moddal meghatározott függvény, mellyel az egyes korcsoportokhoz tartozó átlagos standard testhossz kiszámítható, sokkal nagyobb ütemű hossznövekedést mutat, mint az eddig vizsgált hazai populációknál. A pikkelyes kormeghatározás és a Bertalanffy-moddal kiszámolt átlagos standard testhosszak viszont az idősebb korosztályok felé haladva egyre jelentősebben eltérnek a Petersen-módszerrel kapott átlagos standard testhosszaktól (3., 4. táblázat). Ezt azzal magyarázzuk, hogy a Petersen-módszerrel az idősebb egyedek kormeghatározása pontatlan, ezért kerülendő.

A lápi póc Tapolcai-medencében található élőhelyeire jellemző, hogy a patakokban állandó, lassú áramlás alakult ki, a Lesence-nádamezőből a vízügyi műtárgyakon leengedett többletvíz hatására. Az állandóan áramló víz közvetlenül hatással lehet a két állomány denzitására, ezen keresztül az egyes korcsoportok mortalitására és növekedésére, mivel állóvízben vizsgált populációknál eddig maximum 4 korosztályt tudtak elkülöníteni, és legfeljebb 100 mm-es elérhető standard testhosszt (Wilhelm, 2008). Ebben az áramló vízben – mindkét mintavételi területen – lápi pócot kizárólag a parti szegélyzónában sikerült gyűjteni, méterenként átlag 2 egyedet.

2008-ban elkezdtük lápi póc Balaton körüli állományainak a felmérését, amely különös jelentőséget és aktualitást kapott a konkurens amurgéb itteni megjelenésével és terjedésével (Erős és mtsai., 2008; Harka és mtsai., 2008). Az eddig felmért populációk közül – korösszetétel alapján – a legstabilabb állomány a Tapolcai-medencében található. A további, még pontosabb vizsgálatokhoz morfológiai és genetikai vizsgálatokat is szükségesnek tartunk.

Fenekjáromű küllő

A fenékjáromű küllőből gyűjtött 174 egyedet tartalmazó minta a másik két, nagy egyedszámú halfajhoz viszonyítva nem mondható nagynak, de figyelembe kell venni, hogy ezt a fajt csak egy mintavételi területen, a Tapolca-patak felső szakaszán tudtuk kimutatni. A fenékjáromű küllő testhosszgyakoriság görbéit elemezve látható, hogy a lápi póchoz hasonlóan az őszi mintákban az adott évi szaporulat van jelen legnagyobb mennyiségben (76,3%) (7., 8. ábra). A standard testhossz és testtömeg viszonyát leíró egyenlet b állandójának az értéke esetünkben 2,808.

A fenékjáromű küllő életkor szerinti eloszlását tanulmányozva látható, hogy az egygyaras korosztálytól háromgyaras korosztályig az egyedszámcsökkenés közel azonos mértékű, majd utána egy jelentős csökkenés következik be. A két legidősebb korosztály pedig szinte azonos egyedszámmal volt jelen a mintában (10. ábra). Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a fenékjáromű küllő stabil állománnyal rendelkezik a Tapolca-patak felső szakaszán.

A fenékjáromű küllő növekedéséről nagyon kevés a hazai adat. Bereczki és Takács (2007a) végzett morfológiai vizsgálatokat a Tapolca-pataokban élő fenékjáromű küllő állományán. A vizsgálataik során a testhossz-testtömeg viszonyát leíró allometriai exponensre két értéket számítottak ki. A Tapolca-patakból Raposka község határában vett minták alapján 2,9327 értéket kaptak, mely közelít a mi általunk számított értékhez (2,808), míg Tapolca város határában felmért állománynál 3,1708 számítottak ki, amely meghaladja az általunk meghatározottat. A lápi póchoz hasonlóan a korcsoporteloszlásnál kapott standard testhosszak itt is eltérnek a Bertalanffy-módszerrel kiszámolt értékektől. Az eltérés mértéke itt kisebb, de figyelemre méltó, hogy a legfiatalabb és a legidősebb korosztálynál kaptuk a legnagyobb szórásokat, mind a standard testhosszra, mind a testtömegre.

Réti- és vágócsík

A réti- és a vágócsík helyzetét a Tapolcai-medence patakjaiban bizonytalannak mondhatjuk. Ennek a legfőbb bizonyítéka, hogy az elmúlt másfél évben egyik mintavételi területről sem sikerült vágócsíkból egynyaras egyedeket gyűjteni, és a Tapolca-patak felső szakaszáról az első év után már nem tudtuk kimutatni a fajt. A párhuzamosan folyó kutatások során hasonló megfigyeléseket tett több kutató (Sály és mtsai., 2007; Takács és mtsai., 2007). A jelenség további kutatása szükséges, mert a korábbi publikációkban is jelezték, hogy mindkét faj több vízfolyásból eltűnt a 90-es évek óta (Bartha, 1996; Bíró és mtsai., 2001; Lendvai és Keresztessy, 2004; Takács és mtsai., 2007; Sály és mtsai., 2007).

Szivárványos ökle

A szivárványos ökléből összesen 779 egyed tartalmazó minta méretét tekintve nagynak mondható. A standard testhossz és testtömeg viszonyát leíró egyenletek b állandói a Tapolcai-medencében felmért állományoknál a 8. táblázatban szereplő egyenletekben megtalálhatóak. Vizsgálatunkban az allometriai exponens értékei 3-hoz közelítenek. A szakirodalom adatai a szivárványos ökle esetében 2,9524 és 3,7539 között változnak. A korábbi publikációk eredményeihez mérve az itt kimutatott értékek alacsonynak számítanak. Harka (2003) saját kutatási eredményeihez négy külföldi vizsgálat adatait gyűjtötte össze (11. táblázat). Ezeket az értékeket összehasonlítva a mi kutatási eredményeinkkel (7., 9., 10. táblázat) megállapítható, hogy közülük csupán egyben található ennél alacsonyabb érték (Szeverka folyó).

11. táblázat. A szivárványos ökle növekedése néhány közép-európai vízterületen (L_s mm-ben, W g-ban).
Table 11. The growth of the bitterling in different regions of Central Europe (L_s in mm, W in g).

Korcsoport	Karasi holtág (SK – 1966)	Szeverka folyó (RUS – 1977)	Hran-i csatorna (SK – 1988)	Duna mellékág (SK – 1973)	Tisza-tó víztározó (H – 2001)	Tapolcai- medence
	L_s	L_s	L_s	L_s	L_s	L_s
0+	34	29	31	36	33	31
1+	58	41	45	48	48	43
2+	66	45	52	57	57	53
3+	74	54	-	-	-	61

A szivárványos öklét legnagyobb egyedszámmal az Edericsi-patakból gyűjtöttük, de a Tapolca-patak alsó szakaszán felmért populációnak legmagasabb a kondíciós faktora. Az Edericsi-, Lesence-, Kétoles-patak és az Eger-víz öklepopulációjának tömeggyarapodása közel azonos mértékű, míg a Tapolca-patak Raposka alatti szakaszán egy kisméretű, lassúbb tömegnövekedésű, gyengébb kondíciójú állományt találtunk (7., 9., 10. táblázat). A korcsoporteloszlásnál kapott standard testhosszak és a Bertalaffy-moddal számított értékek a szivárványos ökle esetén tértek el a legkisebb mértékben. Ezt azzal magyarázzuk, hogy a nagyméretű minta (összesen: 779 egyed, pikkelymódszerrel: 316 egyed) a módszer pontatlanságát valamennyire csökkentette.

A vizsgált öklék egynyaras korban szinte azonos méretűek a szlovákiai Hran-i csatorna egyéveseivel, ám a későbbiekben hol jobbak, hol rosszabbak. Az általunk felmért populációk növekedési üteme leginkább a már említett Hran-i csatornában élőkéhez hasonlít, de az első két korosztály növekedése közel azonos a Tisza-tavi állományéval. Az egy- és kétgyaras példányok testhossza ugyan még két milliméterrel elmarad az egyéves tiszaiakétól, de utána – amikor háromévesek lesznek – eléri az 53 millimétert, három- és négyévesen pedig már kevéssel meg is előzi a Tisza-tavi, a Szeverka folyó és a Hran-i csatornában élő állományokat. Ugyanakkor azonban a testtömegük közel azonos mértékben gyarapodik, mint ahogy azt a 7., 9., 10. táblázatban láthatjuk. Más vizekkel összevetve végül is a Tapolcai-

medencében élő öklék növekedési ütemét a testhossz és testtömeg tekintetében is átlagosnak mondhatjuk, azzal a megjegyzéssel, hogy az időskori állományok testsúlya nagyobb, mint az összehasonlításban szereplő állományoké.

Vizsgálati anyagunk megerősíti azokat a korábbi tapasztalatokat (Holcík, 1999; Harka, 2003), melyek szerint az öklék szaporodási időszakán belül egy tavaszi és egy nyári csúcsidőszak különíthető el (15.-16. ábra), így az egynyaras korosztály valójában két, esetleg több szaporulatból tevődik össze. Az egynyaras halak átlagos testhossza attól függően változhat, hogy az előző évben a korai vagy a későbbi ivásból származó szaporulatnak volt jobb a túlélése. Pikkelyvizsgálatokkal kapott adataink alapján azt tudtuk megállapítani, hogy a később kelt ivadék – gyorsabb növekedése révén – kétnyaras korára lényegében behozza elmaradását, bár a 7.-9. táblázatban és a 15-16. ábrán bemutatott testhosszak azt mutatják, hogy a különbség még a háromnyaras korosztályoknál sem tűnik el teljesen.

Szlovákiai és a hazai tapasztalatok szerint (Koščo, 1988; Holcík, 1999; Harka, 2003) az öklepopulációkat zömmel két korosztály alkotja (egynyarasok és kétnyarasok), az összetettebb korstruktúra meglehetősen ritka. Ezt a rövid élettartammal, illetve az ezzel kapcsolatos magas mortalitási rátával magyarázzák. A Tapolcai-medencében szerzett tapasztalataink kismértékben eltérnek ezektől a megállapításokkal, mert a vizsgált öt vízfolyás mindegyikében sikerült háromnyaras egyedeket gyűjteni, mintavételi pontjaink közül egyedül a Tapolca-patak felső szakaszán hiányoztak mintánkból a kétnyarasnál idősebb példányok.

A jelen vizsgálat alapján azt állapíthatjuk meg, hogy a Tapolcai-medence vizsgált vízfolyásaiban a szivárványos öklének közepes sűrűségű, túlnyomórészt egynyaras halakból álló állománya él. A faj számára a patakok lassú áramlású, lenitikus vízterei kedveznek. A patakokban nagy sűrűségben élő kagylók, melyek nagyobb részét az ökle szaporodásához szükséges *Unio*-fajok alkották, kiváló szaporodási lehetőséget jelentenek. A Tapolcai-medence patakjainak halfajegyütteseiben a szivárványos ökle stabil és önfenntartó állományokkal van jelen.

Irodalom

- Bagenal T. B., F. W. Tesch (1978): Age and growth. Methods for assessment of fish production in freshwater. *Blackwell Sci. Publ.* Oxford, England.
- Barta Z. (1996): A Bakonyi halai. *Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc* pp. 42
- Bereczki Cs., Takács P. (2007a): Balatoni befolyók jellegzetes halfajainak morfológiai vizsgálata. *Hidrológiai Közlemény*, 2007. 87. 6: 22-24.
- Bereczki Cs., Takács P. (2007b): Bükkaljai kisvízfolyások karakterfajainak morfológiai jellemzése. *Pisces Hungarici* 2. 149-157.
- Biró P. (1981): A Balaton halállományának strukturális változásai. *A Balaton Kutatás Újabb Eredményei* II. - VEAB Monográfia 16: 239-275.
- Biró P. (1993): A halak biológiája. *Kossuth L. Tudományegyetem, Debrecen*, pp. 260.
- Biró P. (2001): A Balaton állattani kutatásainak főbb eredményei. *Halászat* 94(2): 49-54.
- Biró P. (2002): A Balatoni halállomány hosszú idejű változásai. *Állattani Közlemények*. (2002) 87: 63-77.
- Biró P., Paulovits G. (1994): Evolution of fish fauna in Little balaton Water Reservoir. *Verh. Int. Verien. Limnol.* 25(4): 2164-2168.
- Biró P., Paulovits G. (1995): Distribution and status of *Umbra krameri* (Walbaum, 1792) in the drainage of Lake Balaton, Hungary (Pisces: Umbridae) In: Miksch E., J. Wanzenböck (Eds) Proceedings of the First International Workshop on *Umbra krameri* Walbaum, 1792. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 97B: 470-477.
- Biró P., Specziár A., Keresztessy K. (2001): A Balaton és befolyóinak halfaj-együttese. *Halászat*, 2001. 94. 110-114.
- Botta I. (1981): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum) szaporodásbiológiájához. *Halászat*, 27. 2: 44-45.
- Chapman D. W. (1968): Production. in: Ricker (ed), Method for Assessment of Fish Production in Fresh Waters. *Blackwell Sci. Publ.* Oxford and Edinburgh. pp. 182-196.
- Erős T., Takács P., Sály P., Specziár A., György A. I., Biró P., (2008): Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* 101. 2: 75-77.

- Guti, G., S. Andrikovics, P. Bíró, 1991: Nahrung von Hecht (*Esox lucius*), Hundsfisch (*Umbra krameri*), Karausche (*Carassius carassius*), Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) im Ócsa-Feischökgebiet, Ungarn. *Fischökologie* 4: 45-66.
- Guti, G. 1993: A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86/3: 141-144.
- Guti, G. 1995: Conservation status of fishes in Hungary. *Opuscula Zoologica* 27-28: 153-158.
- Gyurkó I., Nagy I. Z. (1970): A szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus amarus* Bloch) táplálkozásának néhány jellegzetességéről. *Vertebrata Hungarica* 12. 1: 11-15.
- Harka Á. (1984): A halak növekedésének vizsgálata. *Halászat* 30. (77.) 2: 45-48.
- Harka Á. (1999): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri*) újabb magyarországi lelőhelyeiről. *Halászat* 92. 3. 119-120.
- Harka Á. (2003): A szivárványos ökle (*Rhodeus serratius* Pallas, 1776) növekedése és termelése a Tisza-tóban. *Állattani Közlemények* 88. 37-49.
- Harka Á., Megyer Cs., Bereczky Cs. (2008): Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Balatonnál. *Halászat* 101. 2. p. 62.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): Magyarország halfaunája. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület*, Szarvas, pp. 262.
- Herman O. (1887): A magyar halászat könyve. I-II. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 860.
- Lukács, K. (1932): A Balaton halai gyakoriságáról. *Magyar Biol. Kut. Munk.* 5, 17-27.
- Holík J. (1999): *Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776). In Bănăreanu, P. M. (ed.): The Freshwater Fishes of Europe 5/I. Cyprinidae 2/I. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim, pp. 2-32.
- Keresztessy K. (1993): A magyar halfajok védettségének új szabályozása. *Halászat* 86: 114-116.
- Keresztessy K. (1998): Természetesvízi halfaunisztikai monitorozás. *Agrártudományi Egyetem, Gödöllő*, pp. 166.
- Koščo J. (1988): Vek a rost lopatky Duhovej (*Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1783) v nelioracnych kanáloch povodia Ondavy pri Hraní. *Biológia*, Bratislava 43: 927-934.
- Kovács B. (1995): Lápi póc (*Umbra krameri*) első adata a Keleti-főcsatornából. *Calandrella* 9. 95.
- Lendvai Cs., Keresztessy K. (2004): A Balaton befolyóinak halfaunisztikai vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* 11. 389-397.
- Mahunka S. és Banczerowski J. (2009): A Balaton kutatásának 2008. évi eredményei. *MTA*, Budapest (in press)
- Paulovits G., P. Bíró (1991): Hydroacoustic studies on fish stock distribution in Lake Balaton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24. 2517-2518.
- Paulovits, G., I. Tátrai, P. Bíró, M. Perényi, Gy. Lakatos (1994): Fish stock structure in the littoral zone of Lake Balaton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25. 2162-2163.
- Pintér K. (1989): Magyarország halai. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 202.
- Podani J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldolgozás rejtelmeibe, *Scientia*, Budapest, pp. 255.
- Podani J. (2001): SYN-TAX 2000user1s and manual. *Scientia Kiadó*, Budapest, pp. 53.
- Przybylski M., Bíró P., Zalewski M., Tátrai I., Frankiewicz P., (1991): The structure of fish communities in streams of the northern part of the catchment area of Lake Balaton (Hungary). *Acta Hydrobiol.*, 33: 292-315.
- Rakonczay Z. szerk. (1989): Vörös könyv. *Akadémia Kiadó*, Budapest
- Sallai Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban. *A Puszta* 22. 113-172.
- Sály P., Erős T., Takács P., Bereczki Cs., Bíró P. (2007): Halegyüttesek szerkezetének változása a Balaton három északi oldali befolyóvizében. *Pisces Hungarici* 2. 101-116.
- Staszny Á., Paulovits G. (2007): A garda (*Pelecus cultratus*) növekedésének vizsgálata a Balatonban. *Hidrológiai Közöny* 87. 6: 122-123.
- Sterbetz I. (1963): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri* Wallbaum) és a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus* Pall.) kárpátmedencei elterjedéséhez. *Vertebrata Hungarica* 5. 15-18.
- Takács P., Bereczki Cs., Sály P., Móra A., Bíró P. (2007): A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közöny* 87. 6: 175-178.
- Vutskits Gy. (1897): A Balaton halai és gyakoriságuk. *Természettudományi Közlemények* 29. 593-595.
- Vutskits Gy. (1918): Classis. Pisces. In: Fauna Regni Hungariae. *Franklin Társulat*, Budapest pp. 42.
- Vásárhelyi I. (1960): Adatok Magyarország halfaunájához I. A Tisza halfaunája. *Vertebrata Hung.* 2. 163-174.
- Weiperth A., Keresztessy K. (2008): A Tapolcai-medence patakjainak halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közöny* 88. 6. 237-328.
- Weiperth A., Keresztessy K., Sály P. (2008a): A Tapolcai-medence patakjainak halfaunisztikai vizsgálata. *Állattani Közlemények* 93 (2): 59-70.
- Weiperth A., Paulovits G., Staszny Á. (2008b): A vízszintgázolozás hatása a halállomány szaporodására. *Hidrológiai Közöny* 88. 6. 234-236.
- Weiperth A., Paulovits G., Farkas J., Keresztessy K. (2009): A Tapolcai-medence védett halfajainak populációdinamikája. *Hidrológiai Közöny* 89. 6. 78-80.
- Wilhelm S. (2006): Rettegett kisragadozó-e a lápi póc. *Halászat* 99. 4. 134.
- Wilhelm A. (2003): Growth of the mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum) in river Ér. *Tiscia* 34: 57-60.
- Wilhelm S. (2008): A lópóc. *Erdélyi Múzeum Egyesület*, Kolozsvár, 2008. pp. 119.
- Zákonyi B. (2004): Balaton és vidéke. *Tudex Kiadó*, Budapest, pp. 392.

KISVÍZFOLYÁSOK HALEGYÜTTESTÍPUSAI ÉS KARAKTERFAJAI A BALATON VÍZGYŰJTŐJÉN: ÉLŐHELYTÍPUS-INDIKÁTOROK ÉS FAJEGYÜTTES-INDIKÁTOROK

FISH ASSEMBLAGE TYPES AND THEIR CHARACTER SPECIES OF SMALL WATERCOURSES ON THE WATER BASIN OF LAKE BALATON: HABITAT TYPE INDICATORS AND SPECIES ASSEMBLAGE INDICATORS

SÁLY Péter¹, ERŐS Tibor², TAKÁCS Péter², KISS István¹, BÍRÓ Péter²

¹SZIE Állattani és Állatökológiai Tanszék, Gödöllő, *Saly.Peter@mkk.szie.hu*

²MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, Tihany, *ertib@tres.blki.hu*

Kulcsszavak: halállományok hasonlósága, hierarchikus osztályozás, osztályozási fák („CART”), IndVal, R

Keywords: similarity of fish communities, hierarchical classification, classification trees („CART”), IndVal, R

Összefoglalás

A Balaton vízgyűjtőjén levő 23 kisvízfolyás 38 gázolható szakaszán végeztünk felmérést a vízgyűjtőn található élőhelytípusok és halegyüttestípusok karakterhalfajainak vizsgálata céljából. A karakterfaj-elemzéseket a fajok relatív abundanciáját és relatív előfordulási gyakoriságát egyaránt figyelembe vevő IndVal módszerrel végeztük.

Környezeti sajátosságok tekintetében a vizsgálati területen három élőhelytípust különítettünk el: dombvidéki, átmeneti és síkvidéki típust. Szignifikáns indikátorértékkel bíró karakterfajokat (élőhelytípus-indikátorokat) azonban csak a dombvidéki és síkvidéki élőhelytípusra találtunk. A halállományok hasonlósága alapján azonosítható halegyüttes-típusok hierarchikus módon való szerveződését tapasztaltuk: két halegyüttes-típuson belül további altípusok voltak elkülöníthetőek. Így a fajegyüttes-indikátorok szerint a kövicsikos-fenekjáró küllős típuson belül a kövicsikos, a csellés és a fenekjáró küllős altípust, a bodorkás-sügeres típuson belül az öklés-ezüstkárászos és a bodorkás altípusokat azonosítottunk. A halegyüttestípusok, illetve altípusok előfordulása nem volt független az élőhelytípusok előfordulásától, vagyis a szakasz szintű élőhelyi jellemzők jelentős hatással vannak a vizsgált halegyüttesek szerkezeti jellemzőire. Mind az élőhelyi jellemzőknek, mind a halegyüttesek szerveződésének egyaránt a tengerszint feletti magassághoz kötődő térbeli gradiens volt az elsődleges meghatározó tényezője.

Eredményeink rámutattak arra, hogy a gyakorlati természetvédelem számára szükséges operatív indikátorfajok IndVal módszerrel történő feltárása kisvízfolyások halegyüttesei esetén csak a módszer terület- és léptékfüggő sajátosságainak, valamint a fajok indikátorértékeinek figyelembevétele mellett lehet hatékony. A Balaton vízgyűjtő kisvízfolyásait érintő természetvédelmi beavatkozásoknak elsősorban a tengerszint feletti magasságnak megfelelő szakaszjelleg természetközeli állapotának fenntartására, illetve helyreállítására célszerű irányulnia.

Summary

The aim of present study was to identify indicator fish species of habitat types and fish assemblage types in small watercourses of watershed of Lake Balaton (Hungary). Habitat characteristics and fish assemblages were assessed at 38 wadable stream reaches (150m long separately) of 23 small watercourses during 2008. To identify indicator species for habitat types (i.e. habitat type indicators) and assemblage types (i.e. species assemblage indicators) an IndVal procedure was employed.

According to the environmental characteristics of the reaches three habitat types were identified: a highland type, a lowland type and an intermediate type possessing a varied mixture of highland and lowland features. Habitat indicators for highland and lowland habitat types were detected, however intermediate habitats did not proved to have any indicator species in this studied area. The organization of fish assemblages exhibited a hierarchical manner: we established two larger assemblage types and small assemblage subtypes within the types. Fish assemblage types and subtypes were termed according to their indicator species with the largest IndVal value. Consequently, we identified a stone loach subtype, a minnow subtype and gudgeon subtype within the stone loach-gudgeon type and a bitterling-prussian carp subtype, a roach subtype within the roach-perch type. The main determinant factor of the environmental conditions of habitats and the fish assemblages was the spatial gradient associated to altitude alike.

The results of this paper point to that the scale- and region-dependent feature of the IndVal method and the measure of species' IndVal values should be taken into consideration in order to reveal operative indicator fish species for small watercourses with the IndVal procedure. Conservation managements of the streams of the studied watershed should be practically directed to the maintenance and restoration of the natural state associated to the altitude of the stream reaches.

Bevezetés

A természetvédelem alapvető célkitűzése a védett területek biológiai integritásának (Angermeier és Karr, 1994) megőrzése, helyreállítása, fenntartása. A természetvédelmi kezelések sikerességének nyomon követése, illetve szükségességének feltárása legtöbbször a biodiverzitás (*sensu stricto* taxondiverzitás) monitorozásával történik. Az élőhelyek taxonómiai szűk spektrumú biodiverzitásának rendszeres felmérése azonban idő-, pénz- és szakemberigényes feladat, különösen regionális léptékben (pl. vízgyűjtők). Ezért a gyakorlatban az élőhelyek ökológiai állapotának megítélése legtöbbször csak egy vagy néhány taxon fajegyüttese és/vagy ún. indikátorfajok alapján történik (de pl. folyamatban van a felszíni vizek EU VKI előírásból adódó komplex ökológiai állapotminősítő rendszerének kidolgozása, www.euvki.hu).

Az indikátor-, vagy karakterfaj fogalmát többféle tartalommal használják a szakirodalomban. Ezek végső soron két fő értelmezés köré csoportosulnak: az indikátorfaj jelenléte vagy hiánya, illetve tömegessége egy adott helyen az élettelen környezet egy bizonyos állapotát jelzi (abiotikus-környezet-indikátorok), avagy további fajok jelenlétére, hiányára, avagy tömegességének mértékére utal (biodiverzitás-indikátorok) (Lindenmayer és mtsai., 2000).

A karakterhalfajok egzakt statisztikai módszerekkel történő hazai vizsgálata egészen új keletű: Erős (2007) országos léptékű elemzésében keresett indikátorfajokat folyóvízi élőhelytípusokra, míg Takács (2007) a bükkaljai kisvízfolyások „természetes” és „zavart” dombvidéki, valamint síkvidéki szakaszain végzett indikátorfaj-elemzést (ld. még Bereczki és Takács, 2007). Erős és munkatársai (2008) a Duna litorális zónájában a természetes kavicsos-homokos és a mesterséges kőszórásos élőhelyek nappali és éjszakai időszakban megfigyelhető halegyüttesek karakterfajait vizsgálták. Az előzőek értelmében ezek a vizsgálatok abiotikus-környezet-indikátorok kimutatására irányultak. Halegyüttestípusok karakterfajainak (biodiverzitás-indikátorok) azonosítását hazai vizekben azonban még nem vizsgálták.

Az emberi hatások által jelentősen módosított Balaton vízgyűjtőn végzett munka célja volt, (1) hogy összehasonlítsuk az abiotikus környezeti változók alapján elkülöníthető, jellegzetes habitusú patak szakaszok (élőhelytípusok) halállományainak összetételét, és azonosítsuk az adott élőhelytípusra leginkább jellemző karakterfajokat (élőhelytípus-indikátorok), (2) hogy a halállományok hasonlósága alapján elkülönítsük a jellegzetes összetétellel bíró halegyüttes-típusokat, és azonosítsuk azok karakterfajait (fajegyüttes-indikátorok), (3) és megvizsgáljuk, hogy a halegyüttestípusok előfordulása kötődik-e az élőhelytípusok előfordulásához.

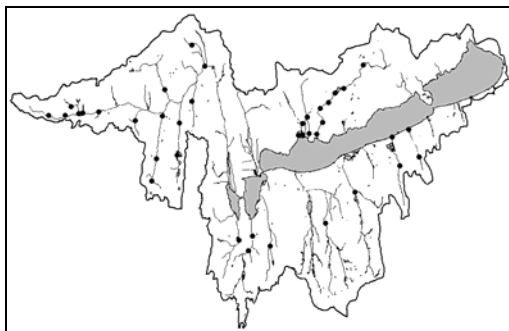
Módszerek

Vizsgálati terület és adatgyűjtés

Felméréseinket a Balaton vízgyűjtőjén levő 23 kisvízfolyás, 38 gázolható mintavételi szakaszán végeztük, a 2008. év tavaszi, nyári és őszi időszakaiban (*I. ábra*). A halállományt szakaszonként 150 m hosszúságban egyszeri elektromos halászattal (Hans-Grassl IG200 2B, 75-100Hz, 200-300V) mintáztuk.

A mintavételi szakaszok élőhelyi jellemzéséhez a halászat kezdete előtt mértük a víz kémiai jellemzőit: hőmérséklet, pH, vezetőképesség, összes oldott szilárd anyag (TDS), O₂ tartalom és O₂ telítettség (Oakton 600 Series Waterproof Portable Meter Kit), illetve kolorimetriásan becsültük a NH₄, NO₂, NO₃, PO₄ tartalmat (Visicolor Eco Analitikai kit). A tengerszint feletti magasságot GPS vevővel (Garmin GPS 60) mértük. A halászat végeztével vizuálisan becsültük a partot szegélyező vegetációban a fás szárú növényekkel való borítottság arányát. A mederre merőleges, véletlenszerűen kiválasztott transzekttek (a szélességtől és a meder szerkezetének változatosságától függően 3-20db) mentén rögzítettük a víztükör szélességét, feljegyeztük az alámosott part jelenlétét. A transzekttek mentén a

víztükör szélességétől függően három-öt ponton mértük a vízmélységet, áramlási sebességet, rögzítettük a vízi vegetáció típusát (fonalas alga, szubmerz hínár, emerz hínár, nád), az aljzat milyenségét (iszap, iszapos homok, homok, kavics, kő, szikla, beton).



1. ábra. Mintavételi helyszínek a Balaton vízgyűjtőjén
Figure 1. The sampling locations in the watershed of Lake Balaton, Hungary

Adatelemzés

A mintavételi szakaszok szezonális élőhelyi változatosságának kiküszöböléséhez a környezeti változók tavasszal, nyáron és ősszel mért értékeinek átlagait használtuk az elemzésekben. Az erősen kollineáris környezeti változók kiszűrését a változókra Cropper (1984) dolgozatában ismertetett módon kiszámított variancia inflációs faktor (VIF) és a korrelációs koefficiensek figyelembevételével végeztük. A vezetőképesség és a TDS változók erősen korreláltak egymással ($r_s=0.85$, $p<0.001$). Mivel a vezetőképességnek magasabb volt a VIF értéke, mint a TDS-nek, előbbit elhagytunk az elemzésből. A további vizsgálatba vont 29 környezeti változó közül az arányokat kifejezőket árkusszínusz-négyszetgyök, a pH változót $\exp(x)/100$, a TDS változót $\exp(x/100)$, míg a fennmaradókat $\ln(x+1)$ transzformáltuk, hogy a változók eloszlását közelítsük a normál eloszláshoz (Legendre és Legendre, 1998).

A három évszakban gyűjtött haladatokat összevonva elemeztük, hogy a halállományok szezonális mintázatváltozásait kiküszöböljük. Az elemzések kezdetén az egyedszámokat Hellinger transzformáltuk, hogy mérsékeljük a domináns fajok ritka fajokkal szembeni túlsúlyát (Legendre és Gallagher, 2001).

Az élőhelytípusok és a halegyüttéstípusok azonosítása

A hasonló élőhelyi feltételekkel rendelkező mintavételi szakaszok csoportjait (azaz az élőhelytípusokat) az előzetesen 0 átlagra és 1 szórásra standardizált környezeti változók euklidészi távolságmátrixának Ward algoritmusával történő hierarchikus osztályozásával (Legendre és Legendre, 1998) vizsgáltuk. Az élőhelytípusok számát az R statisztikai programcsomag (R Development Core Team, 2009) 'cIValid' nevű könyvtárában (Brock és mtsai., 2008) hozzáférhető klasztervaliditási mutatók, és az osztályozásból kapott dendrogram vizuális értékelésével állapítottuk meg.

Az élőhelytípusokat leginkább elkülönítő környezeti változókat osztályozási fák (classification and regression trees) használatával azonosítottuk (De'ath, 2007). Az osztályozási fák alkalmas és robusztus eszközök a komplex ökológiai adatok elemzésére, melyekben a változók között gyakran nem lineáris kapcsolatok és magas szintű interakciók fordulhatnak elő (De'ath és Fabricius, 2000).

A hasonló halállománnyal rendelkező halegyüttéstípusok azonosítása, valamint a halegyüttéstípusokat elkülönítő változók feltárása az élőhelytípusoknál leírt eljárással azonos módon történt.

A karakterfajok azonosítása

Az élőhelytípusok és halegyüttesek karakterhalfajait (élőhelytípus-indikátorok, illetve halegyüttestípus-indikátorok) a fajok relatív abundanciáját és relatív előfordulási gyakoriságát egyaránt figyelembe vevő IndVal módszerrel azonosítottuk (Dufréne és Legendre, 1997). Egy faj mintavételi helyek bizonyos csoportjára (pl. dombvidéki élőhelytípusba tartozó mintavételi helyekre) vonatkozó indikátorértéke két szám szorzata: $IndVal_{kj} = A_{kj}B_{kj}$. Mely formulában az $IndVal_{kj}$ a j faj k csoportra vonatkozó indikátorértéke. Az A_{kj} a j faj k csoportban levő helyenkénti átlagos egyedszámának és a faj összes csoportban levő helyenkénti átlagos egyedszámösszegeinek a hányadosa (j faj k csoportra vonatkozó „specifitása”). B_{kj} pedig a j faj k csoportban való relatív előfordulási gyakorisága (j faj k csoportra vonatkozó „fidelitása”). Az IndVal érték 0 és 1 közötti szám lehet, azonban százalékos formában is közölhetik. Az index akkor veszi fel a maximális 1 értéket, amikor a kérdéses faj minden egyede csak az adott csoportba tartozó mintavételi helyeken található és a faj a csoporton belül minden egyes helyen előfordult (Dufréne és Legendre, 1997; Legendre és Legendre, 1998).

A halfajok élőhely-, illetve halegyüttestípusra számított indikátorértékeit randomizációs eljárással teszteltük. Karakterfajnak a 9999 randomizációs ciklus mellett $p < 0.05$ értéket adó fajokat fogadtuk el. A karakterfaj-vizsgálatot az R statisztikai programcsomag 'labdsv' könyvtárában hozzáférhető függvénnyel végeztük (Roberts, 2007).

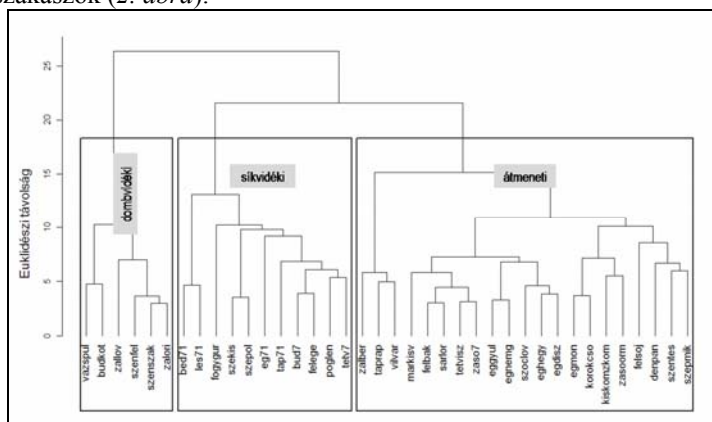
A halegyüttestípusok és élőhelytípusok előfordulása közötti kapcsolat vizsgálata

A halegyüttestípusok és az élőhelytípusok előfordulása között fennálló függetlenséget (mint nullhipotézist) Fisher-féle egzakt próbával teszteltük. Ha a tesztelt változókból képzett eseménykombinációk (pl. dombvidéki élőhely és kövicsíkos halegyüttes) között előfordulnak kis gyakoriságúak (<5) is, akkor a Fisher-féle egzakt próba alkalmasabb a változók függetlenségének tesztelésére, mint a Khi-négyzet-próbával végzett függetlenségvizsgálat (Reiczigel és mtsai., 2007).

Eredmények

Élőhelytípusok, halállományaik és karakterfajaik

Az élőhelyi jellegzetességek alapján a mintavételi szakaszok három csoportját különítettük el: dombvidéki, síkvidéki és e kettő között levő átmeneti élőhelytípust képviselő mintavételi szakaszok (2. ábra).



2. ábra. A mintavételi szakaszok élőhelyi változók alapján végzett osztályozásának dendrogramja

A téglalapok az egyes élőhelytípusokba tartozó mintavételi szakaszok csoportjait határolják

Figure 2. Hierarchical classification based on the environmental variables of the sampling reaches
Rectangles border the sampling reaches belonging to the same habitat type. Labels „dombvidéki”, „síkvidéki” and „átmeneti” stand for highland, lowland and intermediate habitat type, respectively

A dombvidéki élőhelytípusba tartozó szakaszok (6 db) jellemzően erdei környezetben futottak, a meder vízi vegetációs borítottsága gyakorlatilag hiányzott, az aljzat jellemzően kavicsos volt, gyakoriak voltak az alámosott, padmalyos partszakaszok és a vízben levő farönkök. A vízgyűjtő domborzati adottságaihoz képest magas volt a tengerszint feletti pozíciójuk. A síkvidéki élőhelytípust képviselő szakaszok (11 db) partját döntően lágyszárú növényzet szegélyezte, magas volt a víz összes szilárd oldott anyag (TDS) tartalma, a lágy aljzatot iszap, illetve iszapos homok keveréke alkotta. A dombvidéki és átmeneti szakaszokhoz képest alacsony volt a víz oldott O₂ koncentrációja, jelentős volt a meder vízi vegetációval való borítottsága, és számottevő a vízi növényzet bomlásából előálló (autochton) detritusz. Az átmeneti élőhelytípusba tartozó szakaszoknak (21 db) változatos mértékű és összetételű volt a vízi vegetációs borítása és az aljzatösszetétele (jellemzően homokos iszap, homok és kavics különböző arányú együttes jelenléte) (1. táblázat).

1. táblázat. Az élőhelytípusokat leginkább elkülönítő környezeti változók medián értékei és zárójelben a változók interkvartilis tartománya (IQR)

Table 1. Median values (with interquartile ranges (IQR) in parentheses) of the most relevant environmental variables distinguishing the three habitat types

Környezeti változó - <i>environmental variable</i>	Élőhelytípus - <i>habitat type</i>		
	dombvidéki <i>highland type</i>	átmeneti <i>intermediate type</i>	síkvidéki <i>lowland type</i>
tszm (m) <i>a.s.l.</i>	200.5 (29)	129 (34)	109 (31.5)
detritus (%)	37.1 (16.8)	8.3 (19)	38.3 (28.2)
alámosott part (%) <i>undercut bank</i>	25.2 (18.7)	0 (2.1)	0 (0)
farönkök (db) <i>logs</i>	4.8 (4.9)	0.3 (1)	0 (0.3)
iszap (%) <i>silt</i>	0 (1.3)	0 (3.6)	28.7 (54.9)
homok (%) <i>sand</i>	0 (2.2)	16.7 (26.1)	0 (0)
kavics (%) <i>gravel</i>	41.6 (37.7)	5.9 (22.1)	0.2 (2.1)
teljes vegetációs borítás (%) <i>instream vegetation cover</i>	0 (1.3)	62.9 (16.1)	71.4 (23)
nád (%) <i>reed</i>	0 (0)	33.2 (38.3)	43.2 (39.5)
TDS (ppm)	94.8 (170.1)	255.8 (51.9)	351.5 (39.3)
O ₂ (mg/l)	6.4 (1.4)	7.3 (0.5)	5.9 (1.3)

Vizsgálatunk során a vízgyűjtőről összesen 35 halfaj 31401 egyedét azonosítottuk. Általánosan elmondható, hogy a ritka előfordulású halfajok között több, e kisvízfolyásokra nézve élőhelyidegen, gazdasági hasznosítású halfajt (pl. amur, süllő, ponty), és idegenhonos halfajokat (tarkagéb, amurgéb) is találtunk.

A síkvidéki élőhelyek halállományát a magas fajgazdagság (2.6 faj/mintavételi szakasz), tömegesség tekintetében pedig a bodorka dominanciája jellemezte. Szubdomináns fajok az ezüstkárász, a szivárványos ökle és a razbóra voltak. Az átmeneti élőhelytípusban az egy mintavételi helyre jutó fajszám 1.5-nek adódott. A fajkompozíció jobban hasonlított a síkvidéki, mint a dombvidéki szakaszok fajkompozíciójához. A fajok tömegességi viszonyai is alapvetően a síkvidéki típusú szakaszokéhoz hasonlítottak, azonban itt, az ökléhez és razborához képest kisebb mértékű volt a bodorka dominanciája. A síkvidéki élőhelyhez viszonyítva az átmeneti típusban lényegesen jelentősebb volt a fenékjáró küllő és a domolykó relatív tömegessége. A dombvidéki élőhelyek fajgazdagsága az átmeneti élőhelyéhez volt hasonló (1.7 faj/mintavételi szakasz), a fajkompozíció azonban jelentősen különbözött mind a síkvidéki, mind az átmeneti élőhelyen tapasztaltaktól: alapvetően négy faj, a fűrge cselle, a fenékjáró küllő, a domolykó és a kövicsik alkotta a halállományt. Egyedszámokat tekintve a cselle volt a fő állományalkotó, és szubdomináns a fenékjáró küllő (4. ábra a).

A fajok összes egyedszámainak élőhelytípusok közötti megoszlásában némely faj lokális tömegessége síkvidéki-dombvidéki átmenet felé erősödést mutatott (fenékjáró küllő, domolykó), míg más fajoknál épp ellentétes irányú trendet tapasztaltunk (bodorka, naphal, razbóra).

Míg az indikátorelemzés során a síkvidéki élőhelytípusra hét, a dombvidékire pedig két karakterfajt találtunk, addig az átmeneti élőhelytípusra egyetlen karakterfajt sem tudtuk kimutatni (2. táblázat).

2. táblázat. Az élőhelytípusok indikátorfajai. Az átmeneti élőhelytípusra vonatkozóan egy fajnak sem volt szignifikáns az indikátorértéke ($\alpha=0.05$)

Table 2. Indicator fish species of the habitat types. Note that none of the species proved to be a significant indicator for the intermediate habitat type. (1) – lowland habitat type; (2) highland habitat type

Indikátorfaj <i>indicator species</i>	Élőhelytípus <i>habitat type</i>	Indikátor érték (p érték) <i>IndVal (p value)</i>
<i>Rutilus rutilus</i>	síkvidéki (1)	0.79 (0.004)
<i>Abramis brama</i>	síkvidéki	0.71 (0.002)
<i>Lepomis gibbosus</i>	síkvidéki	0.69 (0.014)
<i>Carassius gibelio</i>	síkvidéki	0.64 (0.015)
<i>Alburnus alburnus</i>	síkvidéki	0.54 (0.028)
<i>Blicca bjoerkna</i>	síkvidéki	0.53 (0.01)
<i>Anguilla anguilla</i>	síkvidéki	0.34 (0.023)
<i>Phoxinus phoxinus</i>	dombvidéki (2)	0.59 (0.004)
<i>Gobio gobio</i>	dombvidéki	0.56 (0.036)

Halegyüttestípusok, karakterfajaik és halállományaik

A mintavételi szakaszok halállományainak hasonlósága alapján végzett osztályozásból nyert dendrogram a szakaszok két, élesen elkülönülő halállománnyal rendelkező csoportját mutatta. Ezt a legtöbb klasztervaliditási mutató is megerősítette, azonban egyes mutatók kettőnél több csoport (öt, illetve hét) meglétét jelezték. A dendrogram szerkezete is arra utalt, hogy a két nagyobb csoporton belül további kisebb csoportok különíthetők el, azaz a halegyüttesek szerveződése hierarchikus jellegű. Ez alapján a mintavételi szakaszokat két nagyobb csoportra (1. és 2. halegyüttestípussal rendelkező helyek), illetve azokon belüli három és kettő kisebb csoportra (1/1, 1/2, 1/3, illetve 2/1, 2/2 halegyüttes-altípussal rendelkező helyek) osztottuk (3. ábra).

A halegyüttestípusok indikátorfaj-elemzésével mindkét típusra és mind az öt altípusra találtunk karakterfajokat (3. és 4. táblázat). A típusok és altípusok tipizálását a rájuk nézve legmagasabb indikátorértékkel bíró karakterfajok szerint végeztük, és így a kövicsíkos-fenékjáró küllős típuson belül a kövicsíkos, a csellés és fenékjáró küllős altípusokat, míg a bodorkás-sügeres típuson belül az öklés-ezüstkárászos és bodorkás altípusokat különítettük el (3. ábra).

A kövicsíkos-fenékjáró küllős halegyüttestípussal rendelkező mintavételi szakaszoknak jellemzően nagyobb volt a tengerszintfeletti magassága, a partot fás szárú vegetáció borította, ha volt vízi vegetáció, akkor abban elhanyagolható volt a szubmerz és emerz hínár mennyisége és a nád, valamint az egyéb növényzet (pl. *Mentha spp.*) volt a meghatározó. Az aljzatösszetételben alacsony volt az iszap, és változatos a kavicsfrakció mennyisége. A bodorkás-sügeres típusba tartozó szakaszokon a víztest szélesebb és mélyebb volt, mint az előző halegyüttestípus esetén, a mederben jellemzően magas volt a vízi vegetációs borítottság, melyben helyenként jelentős volt a nád mennyisége, és magas volt a víz TDS tartalma (5. táblázat).

3. táblázat. A halegyüttestípusok indikátorfajai
Table 3. Indicator fish species of the assemblage types
(1) stone loach-gudgeon assemblage type; (2) roach-perch assemblage type

Indikátorfaj <i>indicator species</i>	Halegyüttestípus <i>fish assemblage type</i>	Indikátor érték (p érték) <i>IndVal (p-value)</i>
<i>Barbatula barbatula</i>	kövicsikos-fenekjáró küllős (1)	0.78 (<0.001)
<i>Gobio gobio</i>	kövicsikos-fenekjáró küllős	0.67 (0.006)
<i>Phoxinus phoxinus</i>	kövicsikos-fenekjáró küllős	0.64 (<0.001)
<i>Rutilus rutilus</i>	bodorkás-sügeres (2)	0.99 (<0.001)
<i>Perca fluviatilis</i>	bodorkás-sügeres	0.90 (<0.001)
<i>Lepomis gibbosus</i>	bodorkás-sügeres	0.75 (<0.001)
<i>Carassius gibelio</i>	bodorkás-sügeres	0.71 (0.002)
<i>Cobitis elongatoides complex</i>	bodorkás-sügeres	0.69 (0.003)
<i>Rhodeus sericeus</i>	bodorkás-sügeres	0.59 (0.013)
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	bodorkás-sügeres	0.58 (0.008)
<i>Esox lucius</i>	bodorkás-sügeres	0.50 (0.005)
<i>Abramis brama</i>	bodorkás-sügeres	0.46 (0.020)
<i>Blicca bjoerkna</i>	bodorkás-sügeres	0.46 (0.008)
<i>Misgurnus fossilis</i>	bodorkás-sügeres	0.45 (0.016)
<i>Neogobius fluviatilis</i>	bodorkás-sügeres	0.33 (0.032)
<i>Tinca tinca</i>	bodorkás-sügeres	0.33 (0.030)

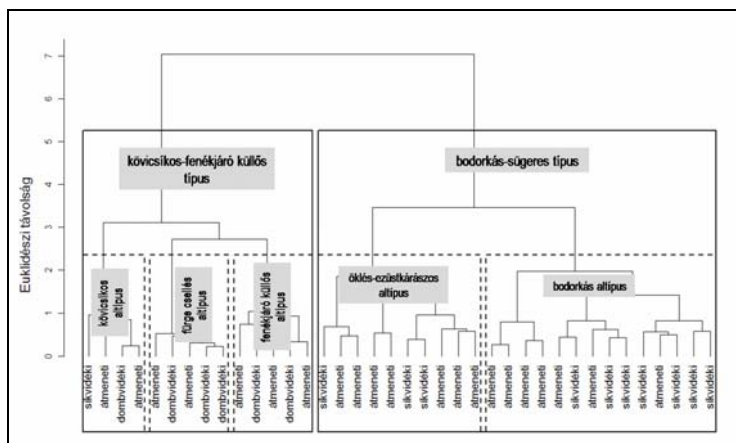
4. táblázat. A halegyüttes-altípusok indikátorfajai
Table 4. Indicator fish species of assemblage subtypes
(1) stone loach assemblage subtype; (2) minnow assemblage subtype; (3) gudgeon assemblage subtype;
(4) bitterling-prussian carp assemblage subtype; (5) roach assemblage subtype

Indikátorfaj <i>indicator species</i>	Halegyüttes-altípus <i>fish assemblage subtype</i>	Indikátor érték (p érték) <i>IndVal (p-value)</i>
<i>Barbatula barbatula</i>	kövicsikos (1)	0.47 (0.026)
<i>Phoxinus phoxinus</i>	fürgecsellés (2)	0.93 (<0.001)
<i>Gobio gobio</i>	fenekjáró küllős (3)	0.72 (<0.001)
<i>Rhodeus sericeus</i>	öklés-ezüstkárász (4)	0.70 (<0.001)
<i>Carassius gibelio</i>	öklés-ezüstkárász	0.68 (0.009)
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	öklés-ezüstkárász	0.64 (0.026)
<i>Misgurnus fossilis</i>	öklés-ezüstkárász	0.61 (0.003)
<i>Pseudorasbora parva</i>	öklés-ezüstkárász	0.47 (0.049)
<i>Rutilus rutilus</i>	bodorkás (5)	0.81 (<0.001)
<i>Perca fluviatilis</i>	bodorkás	0.67 (0.04)
<i>Blicca bjoerkna</i>	bodorkás	0.51 (0.034)

A kövicsikos-fenekjáró küllős típuson belül a három halegyüttes-altípust leginkább a tengerszint feletti magasság különítette el: a legmagasabb fekvésű helyek csellés, az alacsonyabbak kövicsikos, és legalacsonyabbak fenekjáró küllős altípusú halegyüttesel rendelkeztek. E három altípussal rendelkező helyek partjának fás szárú vegetációval való borítottságában is a tengerszintfeletti magassághoz hasonló gradiens mutatkozott. A fenekjáró küllős altípusú helyeken a víztestek mélyebbek és szélesebbek voltak, mint a másik két altípusnál. Míg az átlagos áramlási sebesség a csellés és fenekjáró küllős altípusokban közel azonos volt, addig a kövicsikos csoportban a nagyobb értékek voltak jellemzőek. Az aljzatösszetételben levő kavicsfrakció a csellés altípusnál volt a legmagasabb és a kövicsikosnál a legalacsonyabb. Összességében a fenekjáró küllős altípussal rendelkező helyek környezeti jellemzői hasonlítottak legjobban a bodorkás-sügeres típussal rendelkező helyek környezeti jellemzőihez (6. táblázat).

A bodorkás-sügeres típusba tartató két altípus közül a bodorkás altípus a nagyobb átlagos vízmélységű és szélességű helyeken fordult elő. Míg az öklés-ezüstkárász altípusú

szakaszok vegetációs borítottsága változatos mértékű volt, addig a bodorkás altípusú helyekre a kifejezetten magas borítottság volt a jellemző. A vízi vegetációs borításon belül, mind az öt altípust figyelembe véve a bodorkás altípusú helyeken volt a legszámottevőbb a szubmerz és emez hínár mennyisége (6. táblázat).



3. ábra. A mintavételi szakaszoknak a halállomány hasonlóságai alapján végzett osztályozását szemléltető dendrogram. A folytonos vonallal határolt téglalapok az azonos halegyüttestípusba, míg a szaggatott vonallal határolt téglalapok az azonos halegyüttes-altípusba tartozó szakaszokat különítik el. A halegyüttestípusok, illetve altípusok elnevezése az adott típusra, illetve altípusra nézve legmagasabb indikátorértékkel bíró fajok alapján történt (részletek a szövegben)

Figure 3. Hierarchical classification based on the similarity of the assemblage composition. Rectangles drawn with solid line border sampling reaches having the same fish assemblage type, and with dashed line border sampling reaches having the same fish assemblage subtype. Fish assemblage types and subtypes were termed according to their indicator species with the greatest IndVal value. Labels „Kővicsikos-fenekjáromos küllős típus” and „bodorkás-sügeres típus” stand for stone loach-gudgeon type and roach-perch type, respectively. Labels „kővicsikos altípus”, „fürges csellés altípus”, „fenekjáromos küllős altípus”, „öklös-észtkárázos altípus” and „bodorkás altípus” stand for stone loach subtype, minnow subtype, gudgeon subtype, bitterling-prussian carp subtype, and roach subtype

5. táblázat. A halegyüttestípusokat leginkább elkülönítő környezeti változók medián értékei és zárójelben a változók interkvartilis tartománya (IQR)

Table 5. Median values (with interquartile ranges (IQR) in parentheses) of the most relevant environmental variables distinguishing the two fish assemblage types

Környezeti változó - environmental variable	Halegyüttestípus - fish assemblage type	
	kővicsikos-fenekjáromos küllős stone loach-gudgeon type	bodorkás-sügeres roach-perch type
szubmerz hínár (%) submers tangle	0 (0)	5.7 (13.2)
tszm (m) a.s.l.	174 (64.8)	122.5 (33)
fás szárú parti borítás (%) bank woody vegetation	30 (92.4)	2.1 (16.3)
átlagos szélesség (m) mean wetted width	2.3 (1.6)	3.4 (1.6)
nád (%) reed	1.7 (11.6)	38.9 (41.2)
farönkök (db) logs	1.5 (3.9)	0.3 (0.8)

A kövicsikos-fenekjáromos küllős és a bodorkás-sügeres halegyüttestípusok halállományának összetétele erősen különbözött. A kövicsikos-fenekjáromos küllős típusba tartozó altípusok állományösszetétele egymáshoz viszonyítva is egyedi arculatot mutatott. Ettől eltérően, a bodorkás-sügeres típus két altípusának állományösszetétele többé-kevésbé hasonlított egymásra. A halegyüttes-altípusok halállományait a legmagasabb IndVal értékű fajaik dominanciája jellemezte (4. ábra b).

Az élőhelytípusok és halegyüttestípusok előfordulása közötti asszociáltság

A dombvidéki élőhelyeken kizárólag kövicsikos-fenekjáromos küllős, míg a síkvidéki élőhelyeken egyetlen szakasz kivételével bodorkás-sügeres halegyüttestípusok fordultak elő. Az átmeneti élőhelytípusú szakaszokon azonban mindkét halegyüttestípus előfordult. Ez alapján megállapítható, hogy a két halegyüttestípus előfordulása nem független az élőhelytípusokra jellemző környezeti feltételektől (Fisher-féle egzakt teszt, $p=0.0007$).

6. táblázat. A halegyüttes-altípusokat leginkább elkülönítő környezeti változók medián értékei és zárójelben a változók interkvartilis tartománya (IQR)

Table 6. Median values (with interquartile ranges (IQR) in parentheses) of the most relevant environmental variables distinguishing the five fish assemblage subtypes

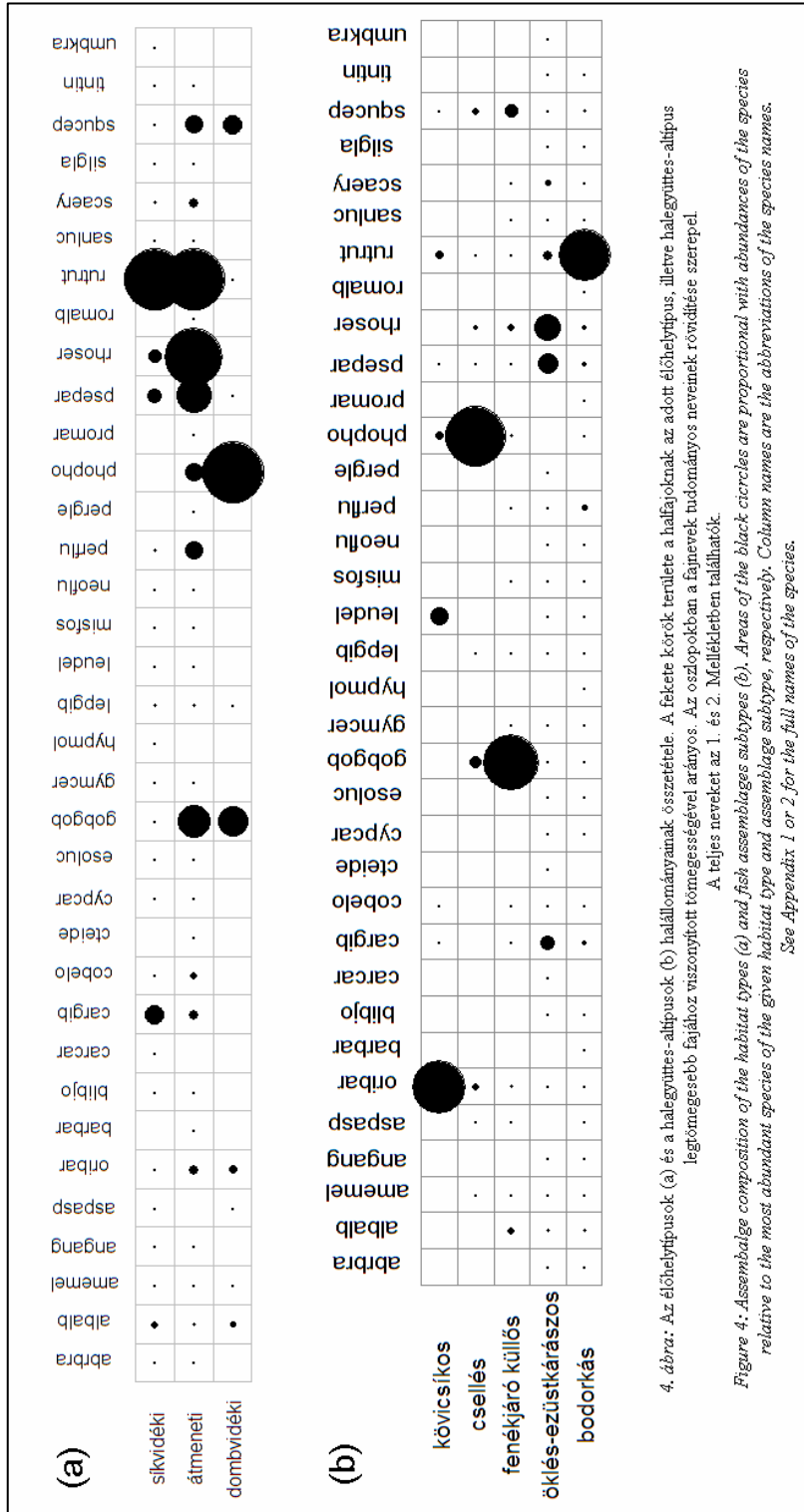
Környezeti változó <i>environmental variable</i>	Halegyüttes-altípus - <i>fish assemblage subtype</i>				
	kövicsikos <i>stone loach subtype</i>	csellés <i>minnow subtype</i>	fenekjáromos <i>gudgeon subtype</i>	öklés- ezüstkárázós <i>bitterling-prussian carp subtype</i>	bodorkás <i>roach subtype</i>
tszm (m) <i>a.s.l.</i>	167.5	205 (14)	129 (13)	117.5 (18.8)	125 (33.5)
fás szárú parti borítás (%)	50.7 (71)	87.5 (92)	21 (39)	4 (14)	2.1 (17.5)
átlagos szélesség (m)	1.6 (0.6)	2.3 (1.9)	2.8 (0.5)	3.0 (0.9)	3.7 (2.4)
átlagos mélység (m)	20.5 (11.4)	30.2 (9.7)	40.3 (8)	38.4 (17.7)	52.9 (16.1)
átlagos áramlási sebesség	16.1 (7.8)	7.1 (6.3)	9.8 (5.9)	10.3 (14.1)	12.6 (6.8)
detritus (%)	17.3 (22.4)	29.3 (16.6)	8 (16.7)	22 (24.6)	20.7 (32.3)
iszap (%) <i>silt</i>	7.5 (20.7)	0 (1.7)	0 (0)	4.1 (10)	0.9 (27.8)
kavics (%) <i>gravel</i>	6.3 (3.3)	41.6 (28.3)	1.3 (30.2)	4.5 (10.5)	1.2 (6.8)
teljes vegetációs borítás (%)	62 (47)	1.7 (68.7)	18.7 (35.3)	59.2 (37.5)	68.2 (21.4)
nád (%) <i>reed</i>	4.8 (4.3)	0 (0)	12.7 (42.8)	35.4 (37.1)	42.9 (38.5)
emerz hínár (%) <i>emers tangle</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	2.2 (6.1)
szubmerz hínár (%) <i>submers</i>	0 (0.4)	0 (0)	0 (1.7)	3.7 (4.4)	10.3 (18)
egyéb növény (%) <i>other</i>	23.1 (38)	1.7 (9.3)	1 (3.7)	5.8 (12.1)	7 (11)
TDS (ppm)	287.6	75.1 (54.8)	289.5 (54.3)	248.7 (98.4)	305.6
NO ₂ (mg/l)	0.06 (0.03)	0.04 (0.06)	0.08 (0.09)	0.08 (0.09)	0.08 (0.11)

Bár a halegyüttes-altípusok élőhelytípusok szerinti elkülönülése nem volt annyira éles, mint azt a halegyüttestípusoknál tapasztaltunk, a Fisher-féle egzakt próba eredménye ($p=0.02$) szerint az altípusok előfordulása sem független a patakok élőhelyi sajátosságaitól.

Értékelés

Az a tény, hogy az összes felmért szakasznak több mint fele (55%) az átmeneti élőhelytípusba tartozott, valamint az, hogy nem sikerült karakterfajt kimutatnunk erre az élőhelytípusra nézve, arra utal, hogy az átmeneti élőhelyek környezeti habitusa és halállománya a másik két élőhelytípushoz képest változatosabb (pl. az átlagos vízszélesség variációs koefficiensei a síkvidéki, átmeneti és dombvidéki élőhelytípusokban rendre: 31.6, 56.9, 43.6). E környezeti változatosság természetes és antropogén, illetve e tényezők együttes hatásából eredeztethető. Például, a hidak közelében a víz erejének megtörését szolgáló, hosszan felszort bazaltsziklák jelenléte megváltoztatja a lágy- és kemény aljzatösszetevők adott szakaszra jellemző természetes arányát, amire ennek megfelelően reagál a vízi növényzet – és a halállomány – is.

Általánosan elmondható, hogy vizsgálatunkban a Balaton vízgyűjtőjén levő dombvidéki és síkvidéki élőhelytípusokra meghatározott karakterfajok száma és minősége csak részleges egyezést mutat a korábbi vizsgálatok (Erős, 2007; Takács, 2007) hasonló élőhelyekre meghatározott karakterfajaival.



Takács (2007) Bükkalján végzett felmérésében és jelen balatoni vizsgálatban sem voltak olyan fajok, melyeknek több élőhelytípusra nézve is szignifikáns lett volna az indikátorértéke. Ettől eltérően, Erős (2007) országos léptékű vizsgálatában számos ilyen indikátorfajt talált. A Balaton vízgyűjtő dombvidéki élőhelytípusaira meghatározott karakterfajok közül a fürge cselle Erős (2007) vizsgálatában a hegyvidéki (tszm > 350m) és a dombvidéki patakokra (200m < tszm < 350m) is karakterfajnak bizonyult. Az indikátorértéke a hegyvidéki patakokra 0.29, a dombvidékiekre viszont csupán 0.05 volt, ami lényegesen alulmaradt a balatoni dombvidéki szakaszokra általunk meghatározott 0.59-es értéktől. A fenékjáró küllő Erős (2007) eredményei szerint szignifikáns indikátorértékű fajnak bizonyult a hegyvidéki patakokra (IndVal értéke 0.21) és a síkvidéki (tszm < 200m) (IndVal=0.04) patakokra nézve is, azonban a legmagasabb indikátorértéket (0.36) a dombvidéki patakokra mutatta (Erős 2007), ami összhangban van eredményeinkkel.

A Takács (2007) által vizsgált bükkaljai patakok közül a fürge cselle egyedül a Kulcsárvölgyi-patakban fordult elő, ezért nem mutatott szignifikáns indikátorértéket. A fenékjáró küllő viszont a „természetes” dombvidéki szakaszok legerősebb karakterfaja volt (Takács, 2007), melynek indikátorértéke (0.91) jóval meghaladta a balatoni dombvidéki szakaszokra kapott 0.56-os IndVal értéket.

A síkvidéki patakokra nézve Erős (2007) 13 karakterfajt mutatott ki (azonban csupán négy olyan faj volt ezek között, melyeknek az indikátorértéke erre az élőhelytípusra volt a legmagasabb). E 13 fajból a Takács (2007) által vizsgált bükkaljai patakok síkvidéki szakaszain öt faj (vörösszárnyú keszeg, csuka, jász, tarka géb, kűsz), míg a balatoni síkvidéki élőhelyekre csupán az ezüstkárász volt karakterfaj. Ellenben a Balaton vízgyűjtő síkvidéki szakaszaira megállapított hét karakterfaj közül, négy (bodorka, dévérkeszeg, naphal, kűsz) a Bükkalja síkvidéki szakaszaira is karakterfajnak bizonyult, bár a fajok indikátorértékei a két vízgyűjtőn lényegesen különböztek.

A vizsgálatok eredményei közti eltéréseket okozhatja a térlépték, valamint a különböző vízgyűjtőkön, illetve vízfolyásaikon a domb- és síkvidéki élőhelynek minősíthető szakaszok egymáshoz viszonyított arányának és a regionális fajkészletek hasonlóságának eltérése. Az egyes vízfolyásokra gyakorolt emberi hatások (pl. tisztítatlan szennyvízbevezetések, a patakok hosszirányú átjárhatóságát akadályozó műtárgyak) a halegyüttesek szerkezetének megváltozása következtében ugyancsak jelentősen befolyásolhatják a regionális vizsgálatok eredményeit.

A Balaton vízgyűjtőn kimutatott élőhelytípus- és fajegyüttestípus-indikátorok között négy idegen halfaj volt: az ezüstkárász, naphal, razbóra és a folyami géb. Ezek a fajok Erős (2007) és Takács (2007) munkáiban szintén indikátorfajnak adódtak, ami megerősíti és egyben fel is hívja a figyelmet arra, hogy e fajok erős inváziós képességgel rendelkeznek.

Az élőhelytípusokra azonosított karakterfajok közül két faj (dévérkeszeg és naphal) egyben halegyüttestípus-indikátor, és öt faj (bodorka, ezüstkárász, karikakeszeg, fürge cselle, fenékjáró küllő) halegyüttestípus és -altípus indikátor is volt egyben. E kettős indikátorjelleg azt sejteti, hogy a balatoni kisvízfolyásokban az érintett fajoknak kiemelt jelentősége van. Mivel e kettős indikátorok között natív és idegen halfajok egyaránt szerepelnek, a fajok gyakorlati indikációs szerepének tisztázása további vizsgálatokat feltételez.

A vizsgálatunkban kimutatott fajegyüttes-indikátorok IndVal értékei az élőhelytípus-indikátorok IndVal értékeihez hasonlóan számottevő szóródást mutattak. A kövicsíkos altípusban a kövicsík indikátorértéke jelentősen alacsonyabbnak adódott, mint a többi típusban, illetve altípusban levő legmagasabb indikátorértékű fajok IndVal értéke (4. táblázat). Bár a gyűjtött kövicsíkok legnagyobb része valóban a kövicsíkos altípusban fordult elő, azonban számottevő egyed származott a csellés altípusból is, illetve a faj szórványosan a másik három altípusban is képviselve volt. A síkvidéki élőhelyre azonosított karakterfajok közül az angolna indikátorértéke (0.34) kevesebb mint fele a legmagasabb IndVal értékkel bíró faj (bodorka) indikátorértékének (2. táblázat). Az angolnából összesen nyolc példány

került befogásra, melyből hét síkvidéki és egy átmeneti élőhelyről került elő. Mivel a síkvidéki élőhelyre számítva ez igen magas specifitást (0.93) eredményez, annak ellenére lehet mégis szignifikáns az angolna indikátorértéke, hogy a befogott egyedek száma igen csekély. Hasonlóképpen a bodorkás-sügeres típusra szignifikáns IndVal értékkel bíró halfajok között több faj indikátorértéke sem érte el a típus legmagasabb indikátorértékű karakterfajához (bodorka) tartozó IndVal érték felét. Az ilyen alacsony indikátorértékkel bíró fajok a gyakorlati indikációra alkalmatlanok. A természetvédelemben ténylegesen alkalmazható indikátorfajok elsősorban a magas IndVal értékű fajok közül kerülhetnek ki.

Konklúziók és javaslatok

Eredményeink rámutatnak arra, hogy a gyakorlati természetvédelem számára szükséges operatív indikátorfajok IndVal módszerrel történő feltárása kisvízfolyások halegyütteseinek esetén csak a módszer terület- és léptékfüggő sajátosságának figyelembevétele és a fajok indikátorértékeinek alapos értékelése mellett lehet hatékony.

A Balaton vízgyűjtő kisvízfolyásain az átmeneti élőhelytípusoknak jelentős szerepe van a halegyüttesek kompozicionális diverzitásának (béta-diverzitás, ld. pl. Erős, 2007) fenntartásában.

A Balaton vízgyűjtőn az élőhelyi jellemzőknek és a halegyüttesek szerveződésének egyaránt a tengerszint feletti magassághoz kötődő térbeli gradiens az elsődleges meghatározó tényezője. A halegyüttesek közötti finomabb különbségek kialakításában azonban a történeti hatásoknak (a vízgyűjtő múltbeli tájhasználat, lokális fajkihalások) és az élőhelyek degradáltságának is fontos szerepe lehet. Ezért a vízgyűjtő kisvízfolyásait érintő természetvédelmi beavatkozásoknak elsősorban az érintett szakaszok tengerszintfeletti magasságnak megfelelő szakaszjelleg természetközeli állapotának fenntartására, illetve helyreállítására célszerű irányulnia.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők ezúton mondanak köszönetet Dr. Speziár Andrásnak, György Ágnesnek és Vári Ágnesnek a terepi munkában nyújtott segítségükért. Munkánkat az OTKA K-69033 számú pályázata támogatta. Erős Tibor munkáját a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János kutatási ösztöndíja, illetve az OTKA PD-77684 számú pályázata támogatta.

Irodalom

- Angermeier P.L., Karr J.R. (1994): Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience*, 44(10): 690–697.
- Bereczki CS., Takács P. (2007): Bükkaljai kisvízfolyások karakterfajainak összehasonlító morfometriai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 2: 149–156.
- Brock G., Pihur V., Datta Susmita, Datta Somnath (2008): cValid: Validation of Clustering Results. R package version 0.5-7. <http://www.louisville.edu/~g0broc01/research>
- Cropper J.P. (1984): Multicollinearity within selected western north american temperature and precipitation data sets. *Tree-Ring Bulletin*, 44: 29-37.
- De'ath G., Fabricius K.E. (2000): Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81(11): 3178–3192.
- De'ath G. (2007): mvpart: Multivariate partitioning. R package version 1.2-6. URL <http://cran.at.r-project.org/web/packages/mvpart/index.html>
- Dufréne M., Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345–366.
- Erős T. (2007): Partitioning the diversity of riverine fish: the role of habitat types and non-native species. *Freshwater biology*, 52(7): 1400–1415.
- Erős T., Tóth B., Sevcik A., Schmera D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology*, 93(1):88-105.
- Legendre P., Gallagher E.D. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271–280.
- Legendre P., Legendre L. (1998): Numerical ecology. 2nd English Edition. Amsterdam: Elsevier Science BV, 853 pp.

- Lindenmayer D.B., Margules C.R., Botkin D.B. (2000): Indicators of Biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14(4): 941–950.
- R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>.
- Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2007): Biostatisztika nem statisztikusoknak. *Pars Kft.*, Nagykovácsi. i–x + 365 pp.
- Roberts D.W. (2007). labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.3-1. <http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>
- Takács P. (2007): Dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások halállományainak összehasonlító vizsgálata. *Agrártudományi Közlemények 25. Pisces Hungarici 1.* 54–59.

I. Melléklet — Appendix 1

*A gyűjtött halfajok egyedszámainak megoszlása az élőhelytípusok között.
Distribution of individuals of the collected species among the habitat types.*

Species	Rövidítés <i>abbreviation</i>	Élőhelytípusok - <i>habitat types</i>		
		síkvidéki (n=11) <i>lowland</i>	átmeneti (n=21) <i>intermediate</i>	dombvidéki (n=6) <i>highland</i>
<i>Abramis brama</i>	abrbra	277	16	0
<i>Alburnus alburnus</i>	albalb	680	185	205
<i>Ameiurus melas</i>	amemel	145	27	1
<i>Anguilla anguilla</i>	angang	7	1	0
<i>Aspius aspius</i>	aspasp	2	0	2
<i>Barbatula barbatula</i>	oribar	188	435	278
<i>Barbus barbus</i>	barbar	0	23	0
<i>Blicca bjoerkna</i>	blibjo	83	57	0
<i>Carassius carassius</i>	carcar	2	0	0
<i>Carassius gibelio</i>	cargib	1860	460	0
<i>Cobitis elongatoides complex</i>	cobelo	50	349	0
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	cteide	0	19	0
<i>Cyprinus carpio</i>	cypcar	21	5	0
<i>Esox lucius</i>	esoluc	23	39	0
<i>Gobio gobio</i>	gobgob	10	1555	945
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	gymcer	202	51	0
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	hymol	3	0	0
<i>Lepomis gibbosus</i>	lepgib	321	187	2
<i>Leucaspis delineatus</i>	leudel	120	4	0
<i>Misgurnus fossilis</i>	misfos	19	33	0
<i>Neogobius fluviatilis</i>	neoflu	38	48	0
<i>Perca fluviatilis</i>	perflu	318	850	0
<i>Percottus glenii</i>	pergle	0	1	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	phopho	0	862	1915
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	promar	0	33	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	psepar	1431	1699	1
<i>Rhodeus sericeus</i>	rhoser	1324	2758	0
<i>Romanogobio albipinnatus</i>	romalb	0	29	0
<i>Rutilus rutilus</i>	rutrut	5863	2929	21
<i>Sander lucioperca</i>	sanluc	15	2	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	scaery	336	473	0
<i>Silurus glanis</i>	silgla	4	4	0
<i>Squalius cephalus</i>	squcep	87	841	594
<i>Tinca tinca</i>	tintin	7	10	0
<i>Umbra krameri</i>	umbkra	16	0	0
Szakaszonkénti összegyedszám <i>sum of individuals per sites</i>		1222.9	666	660.7

Pisces Hungarici 3 (2009)

2. Melléklet – Appendix 2

*A gyűjtött fajok egyedszámainak megoszlása a halegyüttestípusok, illetve –altípusok között.
Distribution of individuals of the collected species among the fish assemblage types and subtypes.*

Species	Rövidítés abbreviation	Halegyüttestípusok Fish assemblage types				
		kövicsíkos-fenekjáromos küllős típus stone loach-gudgeon type			bodorkás-sügeres típus roach-perch type	
		kövicsíkos altípus (n=4) stone loach subtype	csellés altípus (n=5) minnow subtype	fenekjáromos küllős altípus (n=5) gudgeon subtype	öklés- ezüstkárászos altípus (n=10) bitterling-prussian carp subtype	bodorkás altípus (n=14) roach subtype
<i>Abramis brama</i>	abrbra	0	0	0	11	282
<i>Alburnus alburnus</i>	albalb	0	0	206	348	516
<i>Ameiurus melas</i>	amemel	0	1	1	33	138
<i>Anguilla anguilla</i>	angang	0	0	0	4	4
<i>Aspius aspius</i>	aspasp	0	1	1	0	2
<i>Barbatula barbatula</i>	oribar	342	306	117	30	106
<i>Barbus barbus</i>	barbar	0	0	0	0	23
<i>Blicca bjoerkna</i>	blibjo	0	0	0	11	129
<i>Carassius carassius</i>	carcar	0	0	0	2	0
<i>Carassius gibelio</i>	cargib	1	0	3	1603	713
<i>Cobitis elongatoides</i>	cobelo	9	0	9	240	141
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	cteide	0	0	0	19	0
<i>Cyprinus carpio</i>	cypcar	0	0	0	3	23
<i>Esox lucius</i>	esoluc	0	0	0	21	41
<i>Gobio gobio</i>	gobgob	0	535	1694	68	213
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	gymcer	0	0	2	68	183
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	hypmol	0	0	0	0	3
<i>Lepomis gibbosus</i>	lepgib	0	1	1	189	319
<i>Leucaspis delineatus</i>	leudel	120	0	0	3	1
<i>Misgurnus fossilis</i>	misfos	0	0	3	40	9
<i>Neogobius fluviatilis</i>	neoflu	0	0	0	41	45
<i>Perca fluviatilis</i>	perflu	0	0	15	227	926
<i>Percottus glenii</i>	pergle	0	0	0	1	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	phopho	56	2591	128	0	2
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	promar	0	0	0	0	33
<i>Pseudorasbora parva</i>	psepar	7	1	21	2322	780
<i>Rhodeus sericeus</i>	rhoser	0	197	221	3001	663
<i>Romanogobius albipinnatus</i>	romalb	0	0	0	0	29
<i>Rutilus rutilus</i>	rutrut	53	9	12	1089	7650
<i>Sander lucioperca</i>	sanluc	0	0	1	12	4
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	scaery	0	0	2	723	84
<i>Silurus glanis</i>	silgla	0	0	0	6	2
<i>Squalius cephalus</i>	squcep	8	314	421	177	602
<i>Tinca tinca</i>	tintin	0	0	0	5	12
<i>Umbra krameri</i>	umbkra	0	0	0	16	0
Szakaszonkénti összegyedszám sum of individuals per sites		149	791.2	571.6	1031.3	977

A NYUGAT-MAGYARORSZÁGI LÁHN-PATAKON VÉGZETT REHABILITÁCIÓS MUNKÁLATOK HATÁSA A HALÁLLOMÁNYRA

THE EFFECTS OF THE REHABILITATION WORKS ON THE FISH POPULATION IN THE LÁHN-STREAM IN THE WESTERN REGION OF HUNGARY

HORVÁTH Jenő¹, PALKÓ Csaba²

¹ Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter, jeno.horvath@gmail.com

² Nyugat Magyarországi Egyetem, Mosonmagyaróvár, palko.csaba@gmail.com

Kulcsszavak: kisvízfolyás, Őrség, reofil fajok, diverzitás, természeti érték

Keywords: small watercourse, Őrség, reophilic species, diversity, natural value

Összefoglalás

Az Ausztriából érkező Láhn-patak az országhatártól 11 kilométerre folyik a Rábába torkolló Vörös-patakba. A korábban kis vízhozamú, meliorációs célok szerint átalakított kis vízfolyás vízellátását 2002 óta a Lapincs folyóból biztosítják. A patakot 2006-ban egy osztrák-magyar Life projekt részeként természetközeli állapotba hozták. Ennek során a medrét néhol kiszélesítették, kanyarokat, kavicszátányokat, növényes szűrőmezőket alakítottak ki benne, a nagy esésű szakaszon pedig hallépcsőt építettek.

A beavatkozások előtt, majd azok után, összesen 4 éven át vizsgáltuk elektromos halászgéppel a patak halállományát. Ez idő alatt összesen 27 faj 13.192 egyedét fogtuk meg. A korábbi adatokhoz képest a fajszám 17-tel, az egyedsűrűség átlagosan 18,5-szörösére, a Simpson-féle diverzitás több mint kétszörösére, az abszolút természeti érték 2,7-szeresére, a relatív természeti érték pedig 16%-kal nőtt.

Summary

The Láhn-stream comes from Austria, and flow with 11km further into the Vörös-stream. This stream vich had small water output, and had been converted according to melioration aim, become water supply from river Lappincs since 2002, and in 2006 had been brought into a state that is close to natural. The works took place within an Austrian-Hungarian Life project. The bed was broadened, bends, gravelbanks, planted filter reaches, fish stair was built.

Its fish population was monitored applying electric fishing four years, before and also during the works. In this time 13,192 specimens of 27 species were collected. Compared with earlier data, these results show increase in the number of species: by 17, in density: 18.5 times, in Simpson diversity: more than double, in the absolute natural value: 2.7 times and in the relative natural value: by 16 %.

Bevezetés

Az ausztriai Heiligenkreuz közelében eredő Láhn-patak Szentgotthárdnál érkezik Magyarországra, majd 11 kilométert haladva kelet felé, Vasszentmihálynál folyik a Rábába torkolló Vörös-patakba. A kis vízhozamú, egyes szakaszain olykor kiszáradó vízfolyás medrét a múlt század hetvenes éveiben kiegyenesítették és kimélyítették, csatornává alakították. Két évtized alatt azonban a vízhiány és a karbantartás elmaradása miatt a patak alsó szakaszát sűrűn benőtte a mocsári növényzet, élővilága degradálódott (Katona, 2007; Horváth, 2009).

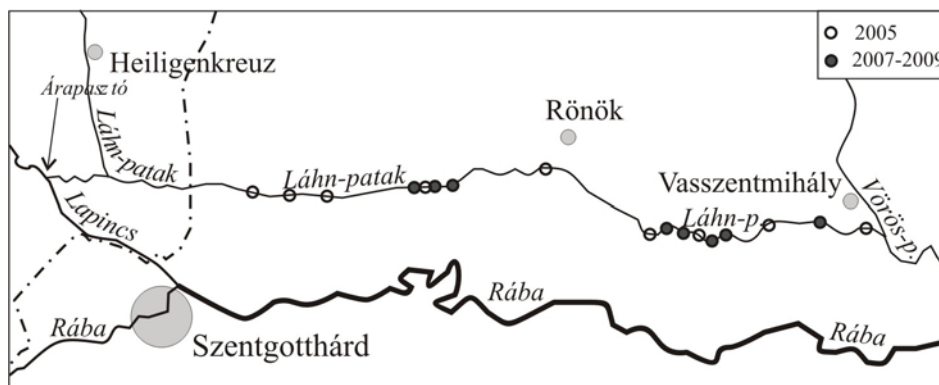
2002-ben a Lapincs (Lafnitz) folyó osztrák részén árapasztót építettek, amelynek vápáján át másodpercenként kb. 300 liter vizet vezetnek át a Láhn-patakba, biztosítva folyamatos vízellátását. Erre alapozva nyertek el az együttműködő osztrák és magyar vízügyi szervek 2004-ben egy EU-LIFE pályázatot, amelynek célja a Lapincs ausztriai szakaszainak és a Rábának egy kék-zöld folyosóval történő összekapcsolása volt. A projekt keretében 2006-2007-ben került sor a Láhn-patak hazai szakaszának rehabilitációs munkálataira. Az egyenes vonalvezetésű patakon különböző mederstruktúrákat, kanyarokat, íveket, változó vízmélységű és mederszélességű szakaszokat, zátányokat alakítottak ki, a hosszirányú átjárhatóság biztosítására pedig hallépcsőt építettek.

Dolgozatunkban azokról a változásokról számolunk be, amelyek a rehabilitációs munkálatok hatására a patak halállományában mutatkoznak.

A vizsgálatok helye, ideje és módja

A vizsgálat 2005-től 2009-ig terjedő 5 éve alatt 36 mintavételi helyen összesen 25 alkalommal gyűjtöttünk adatokat a halállományról. A mintavételezések Hans Grassl IG200 és Radet IUP-12 típusú elektromos halászgéppel történtek. A vizsgálatainkat 2005 őszén egy előmonitoringgal kezdtük az országhatár és a torkolat közötti szakasz 9 mintavételi pontján. További mintázások a beavatkozásokat követően 2006-ban és 2007-ben tavasztól őszig, 2008-ban és 2009-ben pedig augusztus végén voltak. A korábbi mintavételezéseket a tervezett meder-átalakítások helyén, a későbbiek pedig a már elkészült mederstruktúrákon végeztük.

A beavatkozások változatossá tették a medret, amely egyes részekén szélesebb lett, máshol összeszűkült. A korábbi egyenes lefutású meder rövid kanyarokkal tarkítottá vált, amelyek külső oldalán a sodrás alámosott partot hozott létre. A kavicszátványok árnyékoló vegetációnak adnak teret, emellett kisvízes időszakban a patakot kettéosztják, ezáltal gyorsítva a víz sebességét. Ahol a patakot kiszélesítették, ott szűrőmezőket hoztak létre, amelyek egy vízinövényekkel benőtt tavacska látványát keltik. A rehabilitáció előtti (2005. évi) és az azt követő (2007. és 2009. évi) mintavételi helyek földrajzi fekvését az 1. ábra térképvázlata mutatja be.



1. ábra. A Lahn-patak térképvázlata a rehabilitáció előtti (2005) és utáni (2007-2009) mintavételi pontokkal
Fig. 1. Location of Lahn-stream with the study sites before (2005) and after (2007-2009) the rehabilitation

A fogott halakat a faj és tömeg meghatározása és az egyedszámuk feljegyzése után visszahelyeztük a patakba. A diverzitás változásának kifejezésére a Simpson- és Shannon–Wiener-indexet alkalmaztuk (Majer, 1994). A halfauna abszolút és relatív természeti értékének meghatározása Guti (1993) javaslata alapján történt.

Eredmények

A vizsgálat sorozat 5 éve alatt 27 faj 13.192 egyedét azonosítottuk a vízfolyásból. A változások nyomon követéséhez azonban csak a kiindulási helyzetnek tekintett 2005. évi, illetve a meder átalakítását követő 2007. és 2009. évi eredmények lettek figyelembe véve. Ám ez utóbbiakból csak a rendszeresen vizsgált nyolc mintavételi helynek az adatait használtuk fel. Az összehasonlításba bevont mintavételi pontokon 22 faj 4510 példányát azonosítottuk. Az előkerült fajok ökológiai besorolását, egyedszámait és százalékos arányát az 1. táblázat tartalmazza. Az összesen regisztrált 27 fajból nem képviseltette magát a karikakeszeg (*Abramis bjoerkna*), a kurta baing (*Leucaspius delineatus*), a menyhal (*Lota lota*), a törpecsík (*Sabanejewia aurata*) és a törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*).

1. táblázat. A Láhn-patakból kimutatott fajok és százalékos arányuk
Table 1. Fish species and their ratio of the Láhn-stream

Fajok	ökológiai guildek	2005		2007		2009	
		db	%	db	%	db	%
<i>Rutilus rutilus</i>	euritóp	3	2,52	342	27,43	468	14,89
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	stagnofil		0	5	0,40	2	0,06
<i>Leuciscus leuciscus</i>	reofil-a		0	103	8,26	38	1,21
<i>Squalius cephalus</i>	reofil-a	36	30,25	154	12,35	197	6,27
<i>Alburnus alburnus</i>	euritóp	23	19,33	126	10,10	93	2,96
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	reofil-a		0	92	7,38	95	3,02
<i>Abramis brama</i>	euritóp		0		0	10	0,32
<i>Chondrostoma nasus</i>	reofil-a		0		0	3	0,10
<i>Tinca tinca</i>	stagnofil		0	1	0,08	7	0,22
<i>Gobio gobio</i>	reofil-b	34	28,57	141	11,31	391	12,44
<i>Gobio albipinnatus</i>	reofil-b		0	9	0,72	60	1,91
<i>Pseudorasbora parva</i>	euritóp	4	3,36		0	42	1,34
<i>Rhodeus sericeus</i>	euritóp		0	134	10,75	1435	45,64
<i>Carassius gibelio</i>	euritóp		0		0	3	0,10
<i>Misgurnus fossilis</i>	stagnofil		0		0	1	0,03
<i>Cobitis elongatoides</i>	reofil-b	5	4,20	53	4,25	168	5,34
<i>Barbatula barbatula</i>	reofil-a	1	0,84	5	0,40	42	1,34
<i>Ameiurus melas</i>	euritóp		0	12	0,96	4	0,13
<i>Esox lucius</i>	euritóp	2	1,68	1	0,08	14	0,45
<i>Lepomis gibbosus</i>	euritóp		0	1	0,08	7	0,22
<i>Perca fluviatilis</i>	euritóp	11	9,24	68	5,45	64	2,04
<i>Sander lucioperca</i>	euritóp		0	1	0,08		0
Egyedszám (N of the specimens)		119		1248		3144	
Fajszám (N of the species)		9		17		21	

A 2007-es év adatai a frissen elkészült mederstruktúrákról származnak, amelyekről 17 faj 1248 egyedét sikerült kifognunk. A 2009-es évben ugyanezekről a lelőhelyekről 21 faj, 3144 egyedét gyűjtöttük.

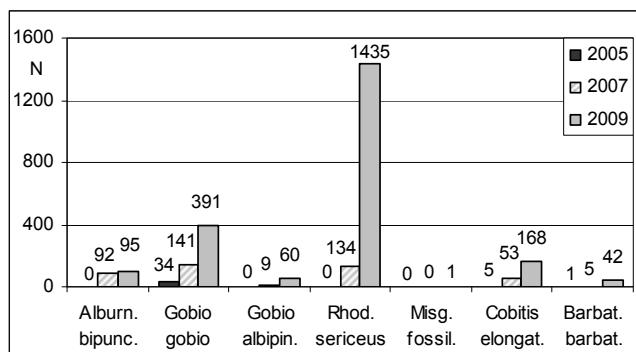
Értékelés

A patak korábbi állapotát jelzi, hogy Sallai és Györe (1998) 1996-os felmérése során nem talált benne halat. Két évvel később 10 fajt sikerült kimutatniuk, amelyeket – a menyhal (*Lota lota*) kivételével – mi is megtaláltunk a 2005 évi felmérés folyamán. A későbbi évek eredményeivel való összehasonlításhoz ezt tekintettük alapállapotnak.

A beavatkozások utáni első, 2007. évi mintavételezés adatai már 17 faj előfordulásáról tájékoztatnak, ami 2009-ben további 4 fajjal bővült. Így ebben az időszakban a fajszám több mint kétszeresére emelkedett. Ez azonban kevesebb, mint a kutatások folyamán kimutatott összes fajszám, mert a véletlen mintavételezések folyamán az elvétve előforduló fajokat nem mindig lehet megfogni. A patakot vízzel ellátó Lapincsban előforduló 38 faj (Keresztessy, 2006) és a patak közvetett befogadójának, a Rábának a 70 halfaja (Harka és Sallai, 2004) magában hordozza a további fajok megjelenésének lehetőségét.

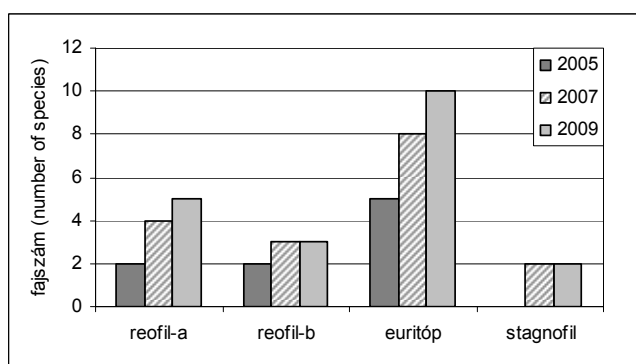
A rehabilitáció előtt, 2005-ben a domolykó (*Leuciscus cephalus*), a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) és a kűsz (*Alburnus alburnus*) volt a 3 leggyakoribb faj, az összes egyedszám 80%-át tették ki. Ez azonban 2009-re jelentősen megváltozott, a kűsz részaránya a hatodára, a domolykóé ötödére, a fenékjáró küllőé a harmadára csökkent. Az ökle és a bodorka már 2007-re dominánssá vált, arányuk 10-szeresére nőtt, 2009-ben pedig már minden második egyed ökle volt, ami a bodorka arányát is a felére szorította vissza. A két faj jelentős térnyeréséhez viszonyítva a többi faj egyedszámának változása alig érzékelhető. A védett

fajok egyedszáma ugyan az öklénél kisebb mértékben, de folyamatosan nőtt (2. ábra). A sikeres ivást jelzi, hogy mindegyik faj ivadék példányai is előfordultak.



2. ábra. A védett fajok egyedszámának változása
Fig. 2. Changing number of protected species

A különböző ökológiai guildekbe tartozó fajok számának a változását a 3. ábra mutatja be. Legnagyobb mértékben, két és félszeresére a reofil-a csoport fajszáma nőtt, míg a reofil-b csoportnál másfélszeres, az euritóp guild esetében pedig kétszeres a növekedés. A kialakított lassú sodrású, vízínövényezett benőtt szakaszokon új elemként jelent meg két stagnofil faj, a compó és a réticsík, elfoglalva a számukra kedvezővé tett élőhelyeket.



3. ábra. A fogott fajok ökológiai guildek szerinti megoszlása a vizsgált időszakban
Fig. 3. The distribution of the caught species ecological guilds in the examined period

A halállomány természeti értékét Guti (1993) javaslata alapján állapítottuk meg. A vizsgált időszakban az abszolút természeti érték (Ta), 10-ről 27-re, a relatív természeti (Tr) érték 1,11-ről 1,29-re emelkedett.

A patak egységnyi vízterületén található egyedek száma is jelentősen változott. 2005-ben egy mintavételi pontról átlagosan 13, 2007-ben a vizsgált struktúrákon átlagosan 150, 2009-ben pedig átlagosan 393 egyedet mutattunk ki. Ez alapján, a változatossá tett mederszakaszokon jelentősen több egyedet mutattunk ki, mint a korábbi csatornájellegű szakaszról. Az egyes mintahelyeken fogott halak egyedszáma 2007 és 2009 között is emelkedett.

A három év adatsorából Shannon–Wiener- (H), és Simpson- (D) indexet számoltunk, melyek alapján a jelen állapot diverzitása kedvezőbb, a beavatkozás hatására a halállomány

sokszínűsége nőtt. A 2005. évi vizsgálatok alapján számított index értékek (H=1,706 és D=0,216) 2009-re jelentősen megnöttek (H=2,141 és D=0,490).

A bemutatott 4 év jelentős halállomány-változásának az oka egyértelműen a beavatkozásoknak tulajdonítható, hiszen a terület horgászati kezelője a vízfolyásba nem telepített halakat.

A rehabilitációs munkálatok fő célja a teljes értékű kék-zöld folyosó létrehozása, a természetvédelmi szempontból értékes, reofil fajok létfeltételeinek a megteremtése, valamint egy változatos, erős populációkkal rendelkező halállomány kialakítása volt. Ezen felül a behurcolt és tágtűrésű fajok arányának csökkenését remélték, valamint az e célból kialakított helyeken pedig a stagnofil fajok megjelenésére is számítottak.

Az eddigi tapasztalatok alapján sikeresnek tűnik a rehabilitáció. A korábban szegényes halfaunájú, csatornaszerű vízfolyásból, erős populációkkal rendelkező, változatos halállományú patak alakult ki, melyben a reofil és a védett fajok térnyerését mutattuk ki. A Vízyűjtő Gazdálkodási Terv több hasonló rehabilitációt tartalmaz, melyekhez a jelen dolgozat eredményei felhasználhatók.

Köszönetnyilvánítás

A 2007. évi gyűjtésekben való közreműködésért Salamon Péternek mondunk köszönetet.

Irodalom

- Guti G. (1993): A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86. 3. 141-144.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): Magyarország halfaunája. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület*, Szarvas, pp. 269.
- Horváth J. (2009): Élőhelyrekonstrukció hatása a Lahn patakon. (www.greenfo.hu/hirek/hirek_item.php?hir=22322)
- Majer J. (1994): Az ökológia alapjai. *Szaktudás Kiadó*, Budapest, pp. 246.
- Sallai Z., Györe K. (1998): Az Őrség halfaunájáról. XXIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, *Halászatfejlesztés* 22. 159-174.

A JÁSZKESZEG (*LEUCISCUS IDUS*) 2005. ÉVI GRADÁCIÓJÁNAK HATÁSA KISVÍZFOLYÁSAINK HALKÖZÖSSÉGEIRE

THE EFFECT OF THE YEARLY GRADATION OF IDE (*LEUCISCUS IDUS*) IN 2005 ON THE FISH COMMUNITIES OF STREAMS

SZEPESI Zsolt¹, HARKA Ákos²

¹Omega-Audit Kft, Eger, szepesizs@freemail.hu

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, mhtt@freemail.hu

Kulcsszavak: relatív abundancia, dominancia, előfordulási gyakoriság, *Rhodeus sericeus* csökkenése

Keywords: relative abundance, dominance, frequency of occurrence, decrease of *Rhodeus sericeus*

Összefoglalás

2005 nyarán a jász jelentős gradációját tapasztaltuk a Zagyva vízrendszerén. A faj relatív abundanciája néhány mintavétel alkalmával a 60%-ot is elérte. A gradáció hatását annak a 6 gyakori fajnak az állományváltozásán mértük le, amelyek frekvenciája a 70%-ot, dominanciája a 3%-ot meghaladta a vizsgált vízfolyásokon.

Két vizszakaszt, ahol a jász dominanciája 3% alatt maradt, referenciaterületnek tekintettünk. Ezek a halegyüttes 6 meghatározó tagjának a dominancia minimuma véletlenszerűen oszlott el a vizsgált évek során. Ezzel szemben a gradáció által erősen érintett vizeken a 6 gyakori faj közül 4-nél az egyedszámnak és a faj mintavételenkénti előfordulásának is 2006-ra esett a minimuma. A gradáció legerőteljesebben és a legtartósabban az öklepopulációra hatott, amely 2007-re gyakorlatilag összeomlott. Előfordulási gyakorisága a negyedére, egyedszáma és dominanciája pedig a századrészére esett vissza.

Hosszú távú módosulás azonban nem következett be a halközösségben, ugyanis a jász 2009-re gyakorlatilag eltűnt a vízfolyásokból, és a vizsgált 6 faj állománya nagyjából visszaállt a gradáció előtti szintre.

Summary

During the summer of 2005 we had experienced a considerable gradation of the ide in the water-system of the Zagyva (Central Hungary, fig.1.). The relative abundance of the species sometimes reached even 60%. The influence of gradation was tested in the change of stock of those 6 frequent species the frequency of which was more than 70% with dominance of more than 3% in the streams examined (table 1.).

Two watercourses, where the dominance of the ide was less than 3%, were regarded as reference places. In these places the minimum dominance of the 6 dominating members of the fish-community was divided accidentally during the years of the examination. Contrary to this, in the waters strongly influenced by gradation, in the cases of 4 out of the 6 dominant species the minimum of the number of individuals and also that of the occurrence during sampling was in the year 2006 (fig.2.). Gradation was most powerful on the bitterling population, which had practically collapsed by 2007. Its occurrence frequency decreased to its fourth, its number of individuals and its dominance went down to a hundredth (fig.3.).

At the same time, a long run change did not occur in the fish-community. The ide had practically disappeared from the streams by 2009, and the abundance of the 6 species examined got back to the level on which it was before the gradation.

Bevezetés

2005 nyarán a Tisza vízrendszeréhez tartozó kisvízfolyásokban a jászivadék tömeges jelenlétét tapasztaltuk, köztük olyan patakokban is, ahol az előző években nem fordult elő. A jelenség önmagában sem gyakori, de folyamatos megfigyelések hiányában különösen ritkán adódik lehetőség arra, hogy egy natív faj gradációjának a hatását felmérjük, azaz a gradációt megelőző és az azt követő évekből is elegendő mintaszám álljon rendelkezésünkre.

Dolgozatunkban arra a kérdésre próbálunk választ adni, hogy a jász gradációja miként hatott a kisvízfolyások halállományának összetételére.

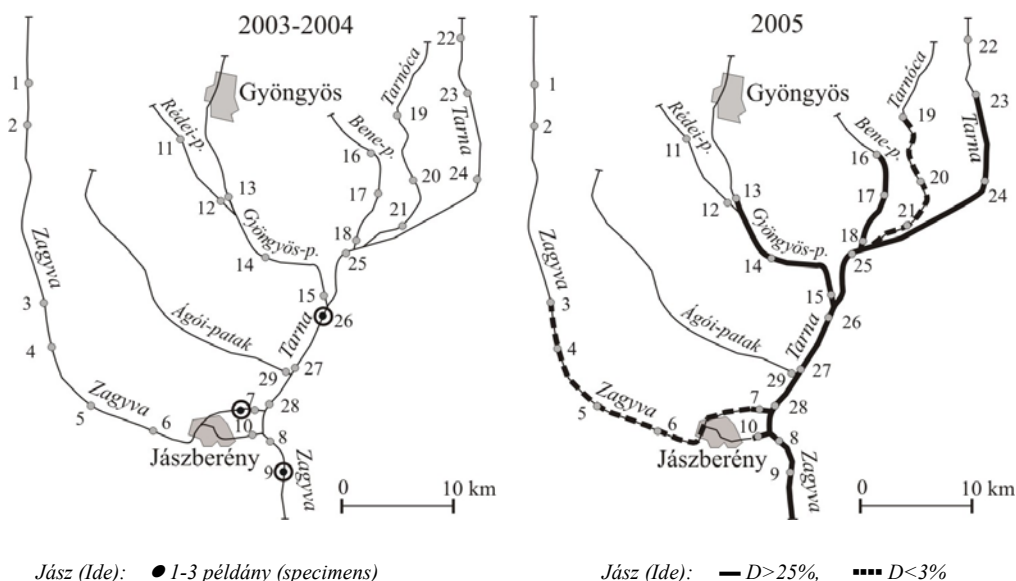
Vizsgálati helyszínek, anyag és módszer

Vizsgálatainkat 2003 és 2009 között a Zagyva vízrendszerén végeztük (1. ábra). Lelőhelyeink tengerszint feletti magassága 90–130 m, mederesése 0,3 és 1,8 m/km között

változik. A mintavételi terület kiterjedése kb. 950 km². Az elemzéshez az utóbbi hét évben 5 vízfolyás 22 helyszínén gyűjtött adatsort használtuk fel. A 125 mintavétel során 24.882 halpéldányt azonosítottunk. A lelőhelyek jellemzői, valamint a 2003-2008 közötti faunisztikai adatok Szepesi és Harka (2008) munkájában megtalálhatók. A mintavételi szakaszok hossza egységesen kb. 100 m volt. Halfogáshoz 6 mm-es szembőségű kétközhálót alkalmaztunk, a példányokat azonosításuk után sértetlenül visszahelyeztük.

Az összehasonlító vizsgálatba a jász mellett azt a 6 gyakori fajt vontuk be, amelyek 2003 és 2009 között az előfordulási gyakorisága (F) a 70%-ot, dominanciája (D) pedig a 3%-ot meghaladta.

Kiindulási helyzetnek, vagyis bázisadatoknak a 2003-2004. évi észleléseket vettük (az 1. ábra bal oldali részén körökkel jelölve). A jász 2005. évi előfordulási adatai alapján a vízszakaszokat két csoportra osztottuk. Az első csoportba a Zagyva középső szakaszát és a Tarnócat soroltuk (összesen 7 lelőhely), ahol a jász dominanciája nem érte el a 3%-ot. E két vízszakaszt referenciaterületnek tekintettük (az 1. ábra jobb oldali részén szaggatott vonallal jelölve). A második csoportba a Zagyvának a Tarna-torkolattól délre eső alsó szakasza, továbbá a Tarna, a Bene- és a Gyöngyös-patak került (összesen 15 mintavételi hely), ahol a faj dominanciája meghaladta a 25%-ot. Ezt a 4 vízszakaszt tekintettük hatásterületnek (az 1. ábra jobb oldalán vastag, folytonos vonallal jelölve). Elemzésünk során az utóbbi 4 vízszakaszon 2005-2009 között gyűjtött adatainkat hasonlítottuk össze a rendelkezésünkre álló bázis- és referenciaadatokkal.



1. ábra. A jász előfordulása a mintavételi területen 2003-2004-ben és 2005-ben
 Fig. 1. The occurrence of ide in the sampling area in 2003-2004 and 2005.

Eredmények

A hatásvizsgálatba tehát – a jász mellett – a halközösségnek azokat a tagjait vontuk be, amelyek a vizsgált 7 év során széles körű elterjedést mutattak ($F > 70\%$), és emellett a dominanciájuk is meghaladta a 3 százalékot ($D > 3\%$). Ilyen meghatározó jelentőségű faj volt a bodorka (*Rutilus rutilus*), a domolykó (*Squalius cephalus*), a küsz (*Alburnus alburnus*), a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), az ökle (*Rhodeus sericeus*) és a vágócsík (*Cobitis elongatoides*). Az 1. és 2. táblázat – a jász mellett – az ezekre vonatkozó adatokat foglalja össze évenkénti bontásban.

Pisces Hungarici 3 (2009)

1. táblázat. A meghatározó fajok frekvenciája (F) és dominanciája (D) a gradáció hatásterületén
Table 1. The frequency (F) and dominance (D) of dominant species in the area of gradation

Fajok		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Dmax/Dmin arány (rate)
<i>Leuciscus idus</i>	F	-	33	92	100	67	54	40	
	D	-	0,32	33,85	22,73	4,10	0,99	0,27	
<i>Rutilus rutilus</i>	F	100	100	100	100	100	92	100	3,4
	D	9,07	12,34	14,77	30,60	22,53	18,75	15,49	
<i>Squalius cephalus</i>	F	63	83	85	53	83	100	90	5,0
	D	3,47	2,75	2,95	1,52	6,22	7,54	5,31	
<i>Alburnus alburnus</i>	F	100	100	93	94	100	100	100	4,7
	D	27,28	16,1	10,03	7,62	28,85	35,86	24,43	
<i>Gobio albipinnatus</i>	F	88	92	77	65	75	69	70	8,8
	D	12,27	21,44	5,15	2,45	5,94	4,53	6,74	
<i>Rhodeus sericeus</i>	F	100	92	100	59	25	92	100	100,3
	D	28,09	25,98	11,85	1,73	0,28	6,29	15,04	
<i>Cobitis elongatoides</i>	F	100	92	69	71	100	62	80	4,3
	D	8,34	10,15	3,71	2,35	5,21	6,38	8,65	
Mintavételek száma (1)		9	12	13	17	12	13	10	
Összes egyedszám (ind.) N		1683	2463	2641	3229	2170	2520	2034	
Átlagos egyedszám (2)		187	205	202	190	181	194	203	
Összes faj (3)		18	24	22	25	29	23	22	
Átlagos fajszám/mintavétel (4)		9,38	9,92	10,46	11,82	11,50	10,00	9,70	

1-number of samplings, 2-average number of specimens, 3-all number of species, 4-average number of species/sampling

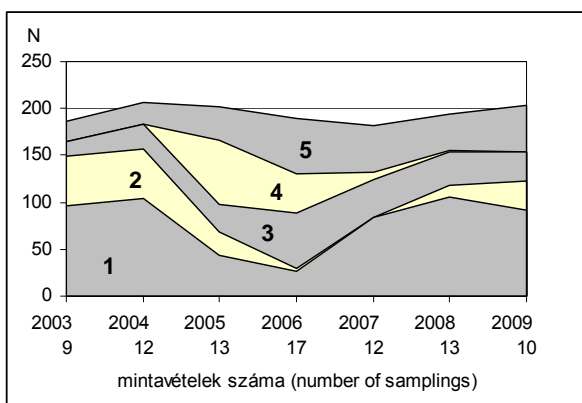
2. táblázat. A meghatározó fajok frekvenciája (F) és dominanciája (D) a referenciaterületen 2003 és 2009 között
Table 2. The frequency (F) and dominance (D) of dominant species (reference area)

Fajok		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Dmax/Dmin arány (rate)
<i>Leuciscus idus</i>	F	-	-	17	100	60	13	-	
	D	-	-	0,09	2,61	1,80	0,09	-	
<i>Rutilus rutilus</i>	F	100	100	100	100	100	100	88	1,6
	D	13,36	17,71	17,41	18,83	19,93	12,72	15,72	
<i>Squalius cephalus</i>	F	75	100	83	75	40	100	75	5,4
	D	3,59	8,39	4,92	7,93	1,55	6,64	2,01	
<i>Alburnus alburnus</i>	F	100	75	100	100	100	75	88	4,2
	D	26,01	7,53	28,10	20,54	20,62	31,70	15,65	
<i>Gobio albipinnatus</i>	F	100	50	67	75	60	50	75	6,8
	D	12,93	2,91	7,00	14,23	19,67	9,35	18,45	
<i>Rhodeus sericeus</i>	F	100	75	83	100	100	100	100	2,1
	D	25,57	21,40	22,80	14,68	21,96	11,97	24,69	
<i>Cobitis elongatoides</i>	F	100	100	83	100	100	100	88	5,5
	D	8,62	27,05	8,23	7,66	12,03	10,94	4,95	
Mintavétel száma (1)		4	4	6	4	5	8	8	
Összes egyedszám (ind.) N		696	584	1057	1110	1164	2139	1392	
Átlagos egyedszám (2)		174	146	176	278	233	267	174	
Összes faj (3)		19	14	14	16	17	19	17	
Átlagos fajszám/mintavétel (4)		10,0	8,3	7,7	10,3	8,8	8,5	8,0	

1-number of sampling, 2-average number of individuals, 3-all number of species, 4-average number of species/sampling

A táblázatok jobb szélő oszlopában azt is feltüntettük, hogy az egyes fajoknál a dominancia legkisebb (Dmin) és legnagyobb értéke (Dmax) között hányszoros a különbség. Ez – az ökle kivételével – egyetlen fajnál sem éri el a tízszeres szorzót, se a hatásterületen (1. táblázat), se a referenciaterületen (2. táblázat), vagyis nem haladja meg a természetesnek tekinthető populációdinamikai változások mértékét. Jelentős különbség van azonban abban, hogy az egyes fajok dominanciájának melyik évben volt a minimuma (a táblázatokban

félkövér számokkal jelölve). Míg a referenciahelyeken a meghatározó fajok dominanciájának minimuma véletlenszerűen oszlik meg az évek során, addig a gradáció által erőteljesen érintett vízszakaszokon 4 fajnak is 2006-ban volt minimuma. Mivel a hatásterületen az évek



2. ábra. A mintavételenkénti átlagos egyedszám és összetételének változása a vizsgált években (hatásterület)

Fig. 2. The sampling average of specimens and the change of its composition in the examined years (area of gradation)

1-*Squalius cephalus* + *Alburnus alburnus* + *Gobio albipinnatus* + *Cobitis elongatoides*, 2-*Rhodeus sericeus*, 3- *Rutilus rutilus*, 4-*Leuciscus idus*. 5-*evéb fajok (other species)*

gyakorisága a bázishoz képest a negyedére (96%-ról 25%-ra), dominanciája 27,03%-ról 0,28%-ra, a mintavételenkénti átlagos egyedszáma pedig a századrészére esett vissza (52,9-ről 0,5-re).

A jász- és az öklepopuláció változását vízfolyásonként és összességében a 3. ábra szemlélteti. A referenciahelyek adatai azt mutatják, hogy a jász néhány példányának megjelenése az ökleállományt nem befolyásolta, nagyságrendi csökkenés csak ott tapasztalható, ahol a jászivadék tömegesen fordult elő.

A referenciahelyekkel ellentétben a gradációval erősen érintett vízfolyásokban bizonyos trend figyelhető meg a mintavételenként fogott átlagos fajszám tekintetében. A mintavételenként fogott fajszám 2006-ig folyamatosan nőtt, majd 2008-ra visszaesett a bázisévekben tapasztalt értékre (3. táblázat).

3. táblázat. A mintavételenkénti átlagos fajszám és összetételének változása a vizsgált években (hatásterület)

Table 3. The sampling average of species and the change of its composition in the examined years (area of gradation)

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
6 meghatározó faj átlagos száma mintavételenként (1)	5,51	5,59	5,24	4,42	4,83	5,15	5,40
<i>Leuciscus idus</i>	-	0,33	0,92	1,00	0,67	0,54	0,40
<i>Aspius aspius</i>	-	-	0,77	0,76	0,42	0,15	-
Egyéb fajok száma (number of other species / sampling)	3,87	4,00	3,56	5,64	5,58	4,16	3,90
Átlagos fajszám (average number of species / sampling)	9,38	9,92	10,46	11,82	11,50	10,00	9,70
1- average number of 6 dominant species / sampling							

Teljes bizonyossággal nem állítható, hogy a fajszám növekedése és a jász gradációja között összefüggés van, de tény, hogy 2006-ban úgy nőtt 11,82-re az átlagos fajszám, hogy a halegyüttes zömét alkotó 6 fajnak nem csupán az egyedszáma, hanem a mintavételenként

fogott átlagos fajszáma is minimumra csökkent (5,55-ről 4,42-re). A 18%-os csökkenés nem tűnik soknak, de amíg a bázisévekben a meghatározó fajok közül két mintavétel során csak egy faj nem került elő, addig 2006-ban már három faj hiányzott ugyanannyi mintából.

Jelentősebb különbség van az egyéb fajok előfordulásában. Összesen 36 faj került elő a vizsgált időszakban, közülük 8 szerepel a 3. táblázatban. A fel nem sorolt fajok előfordulási gyakorisága mintavételenként 2006-2007-ben 40%-al volt nagyobb, mint a bázisévekben. A növekedéshez több mint 10 faj járult hozzá, de egyiket sem lehet külön kiemelni. Közülük jelentős volt a sügérfélék családjába tartozó 4 faj előfordulásának a növekedése (0,41-ről 1,18-ra), és hasonló nagyságú növekedést tapasztaltunk a 3 keszegféle esetében is. Az utolsó két évben már a báziséveknek megfelelő mennyiségben kerültek elő az egyéb fajok. A mintánkénti fajszámnövekedés azonban nem járt együtt a mintavételi területről kimutatott fajok számának növekedésével: a bázisévekben ugyanúgy 25 faj került elő, mint 2006-ban.

Értékelés

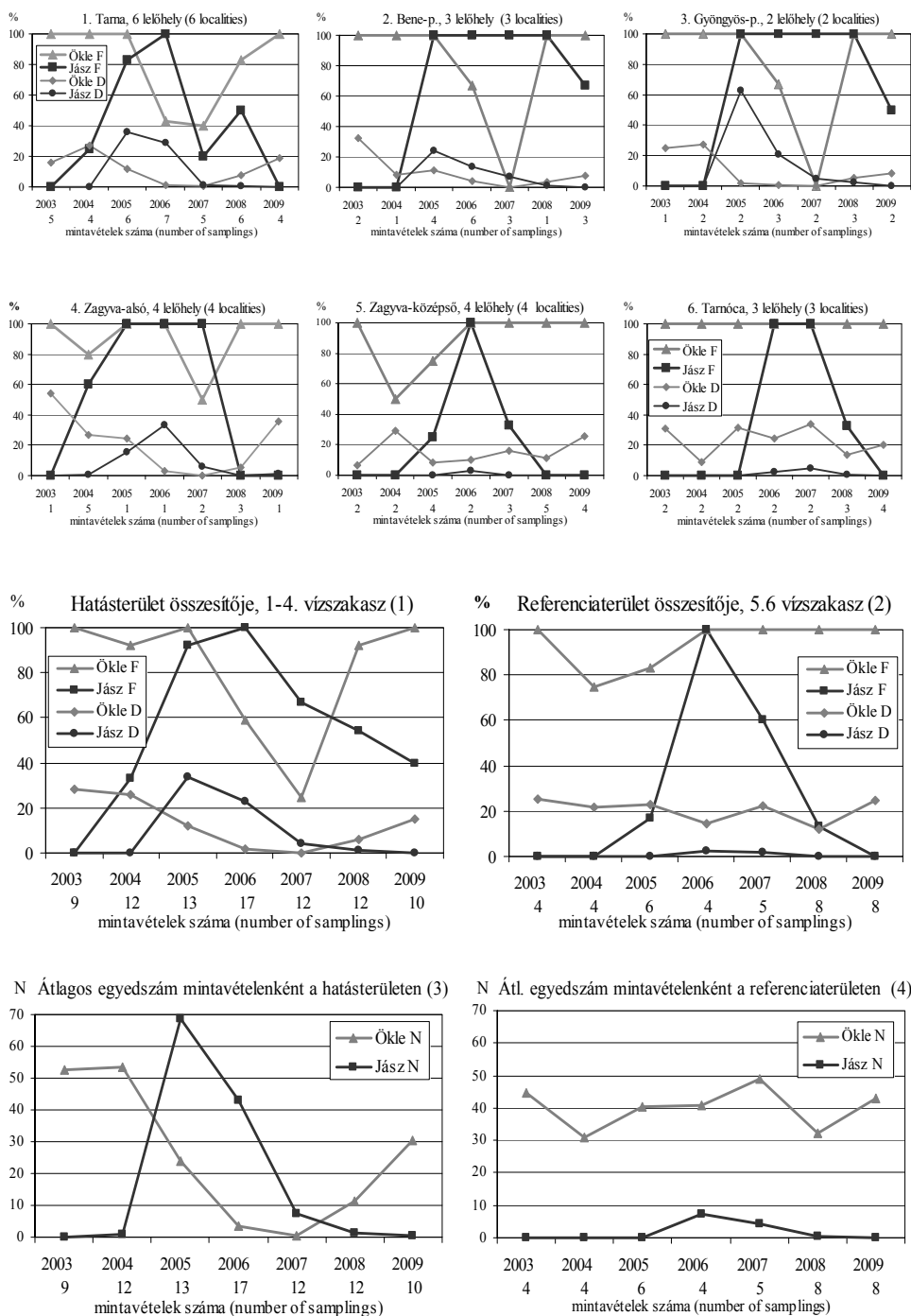
A Zagyva vízrendszerén kívül 2005-ben a jásznak a Hejőben és a Hejő-Szarda-övcatornában is jelentős mértékű, míg a Sajó torkolati szakaszán kisebb mértékű gradációját észleltük. A Sajó kivételével ezekben a kisvízfolyásokban a korábbi években nem észleltük jelenlétét. Pintér (1989) szerint a jász a nagyobb vízfolyásokhoz kötődik, kisebb vízfolyásokban tartósan nem telepszik meg. Az utóbbi megállapítást jelen vizsgálat mellett egyéb tanulmányok is megerősítik (Erős, 1998).

2004 szeptemberében a Jásztelek alatti 50 km-es Zagyva-szakaszon 7 közül 3 mintavételi helyen került elő jász, összesen 11 példány. Ez az állomány túlságosan kicsi ahhoz, hogy a következő évben a Tarna vízrendszerének alsó szakaszán a legnagyobb relatív abundanciájú fájja váljon. Valószínű tehát, hogy a Zagyva vízrendszerébe a tiszai állomány egy része vándorolt fel ívni. A migrációban nagyszámú ivarérett egyednek kellett részt vennie, hiszen az utódok igen jelentős térséget népesítettek be. Egy részük a Zagyvát, a Tarnát, a Gyöngyös-patakot, továbbá ez utóbbi mellékágait, a Külső-Mérge-patakot és a Rédei-patakot is elérte. A csapat másik része tovább haladhatott fölfelé a Tarnán, és behatolt a Bene-patakba, valamint a Cseh-árokba. Legtávolabbi előfordulását a Tizától 105 fkm távolságra, Aldebrő felett észleltük a Tarnában.

Ívó egyedekkel nem találkoztunk, de júniusban minden mintavételi helyen tömegesen került elő a jász 40-50 mm közötti ivadéka. A szakirodalomban nem találtunk utalást a jász szakaszos ívására, ezért valószínűsíthető, hogy a fölfelé vándorló csapatból az alkalmas ívóhelyeken folyamatosan leváltak kisebb csoportok, míg a többiek tovább haladtak a következő ívóhelyig. Szakaszos ívás esetén kevesebb anyahal is elegendő lehetett a terület benépesítésére.

Meglepőnek tűnhet, hogy a Zagyvában Jászberény felett csak minimális számban került elő jászivadék. Ennek egyik oka, hogy ott a víz minősége egy osztállyal rosszabb, mint a Tarnáé. Ennél fontosabb azonban, hogy a folyón Jászberénynél található az első olyan műtárgy, amely gátolja a halak felúszását. Itt egy keresztgáttal duzzasztják fel a folyót, hogy vizet juttassanak a Városi-Zagyvának nevezett mellékágba, mely 5 km megtétele után tér vissza a főmederbe. A műtárgy alvize és a felvize közti különbség 1,5 m, tehát csak jelentős áradás esetén küzdhető le, ám ekkor a víz sebessége is jóval nagyobb. Az átjutás nehézségét mutatja, hogy a terjeszkedő folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) 4 év alatt se tudta leküzdeni ezt az akadályt, pedig már 2005-ben eljutott idáig.

A Tarnócába történő feljutást a torkolati szakaszát sűrűn benövő nád akadályozta, ugyanis jelentősebb szabad vízfelület csak a torkolattól 4 fkm-re található. Az akadályok miatt kevés anyahal juthatott el az utóbbi két vízszakaszra, ezért tekinthetjük azokat referenciahelynek.



3. ábra. A jász és az ökle állománya az egyes víztestekben és az összesített adatok
 Fig. 3. The stock of the ide and the bitterling in the watercourses and the aggregated date
 Jász (Ide), Ökle (Bitterling), F (frequency), D (dominance), N (specimens),
 1- aggregated date, 1.-4. watercourses (area of gradation), 2- aggregated date, 5,6. watercourses (reference area),
 3- average of specimens/sampling (area of gradation), 4- average of specimens (reference area)

A jásszal együtt érkező balin (*Aspius aspius*) is hasonló utat járt be, azzal a különbséggel, hogy a Zagyva Jászberény feletti szakaszára nem jutott el. Ivadéka ennek kivételével minden mintavételi helyről előkerült, még az olyan kis patakokból is, amelyek stabil populáció kialakulására nem alkalmasak (Rédei-patak, Cseh-árok). A balin és a jász is elsősorban a vízfolyások alsó, sügérzónájában terjedt el, egyedül a Cseh-árok domolykózónájából sikerült kimutatni mindkettőt. Arányaikra jellemző, hogy körülbelül húsztíz évvel a jászivadékokra jutott egy balinivadék, bár egy-egy mintavétel alkalmával az utóbbi is jelentős számban került elő.

Nem vizsgáltuk a jászivadék táplálkozását, de nyilvánvalóan ugyanazt a táplálékbázist használta, mint a korábban is jelenlévő fajok ivadéka, hiszen a vizsgált 7 faj ivadéka az első nyári táplálékát főként zooplankton alkotja. Mivel a mintavételenként fogott egyedszám hasonló nagyságú volt az évek során, valószínű, hogy a jász a táplálékbázist a többi faj ivadéka rovására használta ki. A bodorka kivételével a meghatározó fajok egyedszáma és előfordulási gyakorisága folyamatosan csökkent, a minimumot 2006-ban érte el. A jász gradációja tehát nem okozott hirtelen, lökészerű változást, hanem elhúzódva, kb. egy-másfél év alatt fejtette ki a hatását.

A Tisza-tóban az ökle egyéves korosztályának túlélési aránya 23,29%, míg a kétéveseké 29,41% volt (Harka, 2003). Feltételezhető, hogy a bázisévekben a Zagyva vízrendszerén is hasonló arányok léteztek, de a gradáció hatására a túlélés valószínűleg minden korosztályban nagymértékben lecsökkent, és 2007-re az ökle gyakorlatilag eltűnt a vízfolyásokból. A legnagyobb visszaesést a Bene- és a Gyöngyös-patakban tapasztaltuk (3. ábra). A bázisévekben mind a hat mintavétel során jelentős egyedszámban került elő ökle, ellenben 2007-ben öt mintavétel során egy darabot sem fogtunk. Mégis fenn kellett maradnia egy töredékpulációnak, ugyanis 2008-ban már minden mintavétel során előkerült néhány példány, de állománya várhatóan csak 2010-re éri el a bázisévekben tapasztaltakat. A Tarnán és a Zagyva Tarna-torkolat alatti szakaszán ez már 2009-ben bekövetkezett.

A tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) állományának már 2006-ban minimuma volt ($D=0,46\%$), de 2008 őszére jelentősen meghaladta a bázisévekben tapasztalt értéket ($D=1,43\%$ -ról $D=6,6\%$ -ra nőtt), és ez 2009-ben sem változott. A tarka géb és az ökle állományváltozása is megerősíti, hogy a rövid életciklusú fajok állománya egy-két év alatt képes regenerálódni, ha egy töredékpulációjuk fennmarad (Erős & Grossman, 2005).

A jász jelentős számú előfordulását már korábban, 1999-2000-ben is tapasztaltuk a Tarna vízrendszerének két vizsgált pontján (Szepesi & Harka, 2003), ám 2003-ra, amikortól folyamatos mintavételekre került sor, eltűnt ezekről a helyekről. De a gradációja nem egyszeri, hanem bizonyos kiváltó okok esetén rendszeresen fellépő jelenség, vizsgálatára tehát lesz még lehetőség. Akkor majd – a változások okainak pontosabb feltárása érdekében – remélhetőleg a táplálékbázis felhasználásának a vizsgálatára is sor kerülhet.

Irodalom

- Erős, T. (1998): A Visegrádi-hegység patakjainak halfaunája és természetvédelmi szempontú értékelése. *Természetvédelmi Közlemények* 7: 89-95.
- Erős, T., Grossman, G.D. (2005): Effects of within patch habitat structure and variation on fish assemblage characteristics in the Bernecei stream, Hungary. *Ecology of Freshwater Fish* 14: 256-266.
- Harka Á. (2003): A szívrványos ökle (*Rhodeus sericeus* (PALLAS, 1776)) növekedése és produkciója a Tisza-tóban. *Allattani Közlemények* 88: 37-49.
- Pintér K. (1989): Magyarország halai. *Akadémia Kiadó*, Budapest, pp. 202.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2008): Halfaunisztikai adatok a Zagyva középső és Tarna vízrendszerének alsó szakaszáról. *Folia Hist. Nat. Musei Matraensis* 32: 201-213.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2003): Adatok a Tarna, a Bene-patak és a Tarnóca halfaunájához. *A Puszta* 18: 77-86.

**A TISZA-TÓ TISZAVALKI MEDENCÉJÉBEN LÉVŐ HOLTMEDREK
HALFAUNÁJA, VALAMINT A TERMÉSZETVÉDELMI ÉRTÉKESÉG
MEGÍTÉLÉSE**

**THE FISH FAUNA OF BACKWATERS SITUATED IN THE TISZAVALK BASIN
OF LAKE TISZA AND THE EVALUATION OF THE NATURAL CONSERVATION
VALUE**

MOZSÁR Attila, ANTAL László, LÖVEI Gabriella Zsuzsanna
Debreceni Egyetem TEK, TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen
mozsarhal@gmail.com, antallaci@citromail.hu

Kulcsszavak: természeti érték, invazív, gradáció, oldott oxigén
Keywords: natural value, invasive, gradation, dissolved oxygen

Összefoglalás

A Tisza-tó tiszavalki medencéjében található négy holtmeder halfaunáját vizsgáltuk 2008 és 2009 között három alkalommal. A halfauna vizsgálata mellett a vizek oldott oxigéntartalmát is mértük, valamint korábbi évekre visszanyúló adatsorokat használtunk fel a területek jellemzéséhez.

*A vizsgálat során 19 halfaj 1172 egyedét határoztuk meg, melyből a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*) és a balin (*Aspius aspius*) hazai, ill. nemzetközi védelem alatt áll. Az őshonos faunaelemek mellett öt adventív faj, ezüstkárász (*Carassius gibelio*), fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*), naphal (*Lepomis gibbosus*), amurgéb (*Perccottus glenii*) és a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) jelenlétét bizonyítottuk. A víztestek fajösszetétele jelentős átfedést mutatott.*

Eredményeink alapján mind a négy holtmederre kiszámítottuk a halfauna természeti értékét, majd ezeket összevetettük korábbi, Tisza-tóra vonatkozó értékekkel. Tapasztalataink szerint a vizsgált víztestek kedvezőtlen életkörülményeket biztosítanak halfaunánk értékesebbnek tartott, hazai fajai számára, mindezt a mért oxigénszintek is alátámasztották.

Summary

We studied the fish stock assemblage of four backwaters situated in the area of the Tiszavalk basin of Lake Tisza. Beside the fish fauna surveys on three occasions between 2008 and 2009, we measured the dissolved oxygen in water and also used up the preceding datasets on the same water body.

*During the survey we caught 1172 specimens of 19 species. Two of them are under national or international protection, Bitterling (*Rhodeus sericeus*) Asp (*Aspius aspius*) and the presence of five adventive species in the area, Prussian carp (*Carassius gibelio*), Black bullhead (*Ameiurus melas*), Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), Amur sleeper (*Perccottus glenii*), Tubenosed goby (*Proterorhinus marmoratus*) was proved. There is remarkable overlap between the fish stock assemblage of the four the examined water bodies.*

Following evaluation of the natural value of the fish fauna for each backwater, we compared these results to the previous datasets on Lake Tisza. According to the results of our survey, there are unfavorable conditions for valuable, native species in these waters, which is supported by the measured value of dissolved oxygen.

Bevezetés

A Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke az utóbbi években több alkalommal végzett felméréseket a Tisza-tó tiszavalki medencéjének déli részén található négy holtmederben (Hordódi-Holt-Tisza, Három-ágú, Szartos, Nagy-morotva), melynek teljes területe 1973 óta védettséget élvez, később a Ramsari területek listájára is felkerült. A Hordódi-Holt-Tisza és a Három-ágú fokozottan védett, a látogatóktól egész évben elzárt terület, míg a Szartos és a Nagy-morotva bölcs hasznosítású terület, melyeken a február 1. és június 25. közötti időszakon kívül helyet kap a horgászat és az ökoturizmus.

A négy holtmeder közül a Szartos közvetlen, a Nagy-morotva közvetett kapcsolatban van a tározótérrel és a Tiszával, míg a két fokozottan védett holtmeder (Hordódi-Holt-Tisza, Három-ágú) vize – melyeket nádasok, szárazulatok választanak el a tározótértől – csak keskeny, sekély csatornákon keresztül tart kapcsolatot. A nagyobb védettséget élvező, látogatóktól mentesülő Hordódi-Holt-Tisza és a Három-ágú mélyebb részeitől eltekintve a vegetációs időszakban a szubmerz makrovegetáció a teljes vízoszlopot uralja, melynek őszi

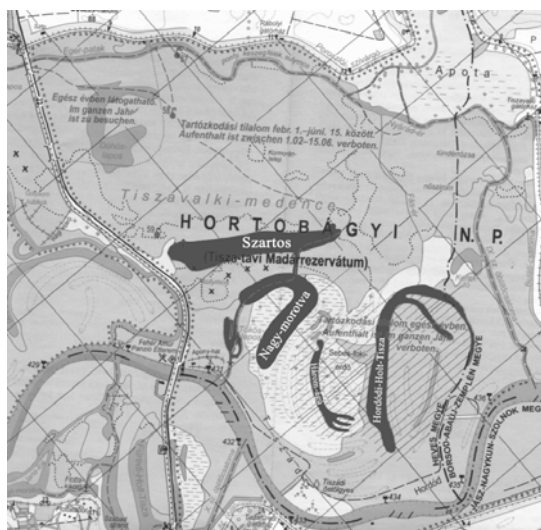
elhalása rányomja bélyegét az akkori oxigénviszonyokra (Nagy és mtsai., 2008). Jóval kisebb mértékű növényi borítottság jellemzi a Szartost és a Nagy-morotvát, ezeken a területeken az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*) a füzéres stülőhínár (*Myriophyllum spicatum*), a sulyom (*Trapa natans*), a tündérfátyol (*Nymphoides peltata*), a békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*) és a rucaöröm (*Salvinia natans*) kiterjedt állománnyal rendelkezik.

Munkánkban a 2008-2009-es évben, az Európai Unió Víz Keretirányelv (EU VKI) szerinti vízminősítési és monitorozási feladatok keretében végzett felmérések eredményeit tesszük közzé, melyeket a fent említett négy holtmedren végeztünk. Az EU VKI a fenntartható vízgazdálkodás hosszú távú európai programját határozza meg, amelynek célja legkésőbb 2015-re a felszíni vizek jó ökológiai és kémiai állapotának elérése és a vizek állapotromlásának megelőzése, ami megfelelő szintű állapotfeltárás nélkül nem lehet sikeres (Wittner és mtsai., 2004, 2005).

Felmérésünk fő célja az volt, hogy a különböző vizekben mért oldott oxigén és a halállomány összefüggései alapján értékeljük a vizsgált területeket, továbbá a halfauna természeti értékének megállapítása, illetve összehasonlítása a területre vonatkozó védettségi állapottal.

Anyag és módszer

A Tisza-tavi holtmedrek korábbi évekre visszanyúló vizsgálatának kiegészítéseként az utóbbi két évben sor került a halfauna feltérképezésére, valamint néhány háttérváltozó mérésére. Halfaunisztikai felméréseket végeztünk 2008 őszén, majd 2009 tavaszán és nyarán a már korábban említett négy holtmedren. A víz oldott oxigénszintjének mérését 2004-ben három, míg 2009-ben egy alkalommal végeztük el. A mintavételi helyek kiválasztásánál fontos szerepet játszott, hogy a meglehetősen mozaikos mintázatot mutató területen minden jellemző víztértípusnak legyen képviselője. A vizsgált holtmedrek elhelyezkedését az 1. ábra szemlélteti.



1. ábra. A vizsgált holtmedrek (sötét színnel jelezve)
Fig. 1. Sampling sites (with dark colour)

A csónakból történő mintázás során Hans Grassl IG200/2 típusú elektromos mintavételi eszközt (EME) használtunk. A vizsgálatokat a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer

(NBmR) protokolljában leírtak szerint végeztük. A mintázott 3x100m-es szakaszokat úgy jelöltük ki, hogy azok reprezentatívak legyenek az adott vízterre. A kifogott példányokat meghatározásukat követően azonnal visszaengedtük.

Az oldott oxigén mérését WTW Multiline P4 elektrometriás terepműszerrel végeztük. A mintavételek során figyelembe vettük, hogy a növényzettel borított víztestekben a víz oldott oxigéntartalma rendszerint a kora délutáni órákban éri el a maximumot, illetve az oxigénszint minimuma napfelkelte idejére esik (Bárdosi és mtsai., 2000). Ennek megfelelően az egyes mérőhelyeken az említett időszakokban végeztük a méréseket, a vízfelszíntől a mederfenék felé haladva 25 centiméterenként.

Fontos feladat volt az ökológiai vízminősítési rendszerben szereplő legalapvetőbb vízminőségi jellemzők (Dévai és mtsai., 1992, 1999, Bárdosi és mtsai., 2000) közül az oldott oxigéntartalom térbeli és időbeli változásának meghatározása.

Eredmények és értékelésük

Vizsgálatunk során összesen 19 faj 1172 egyedét határoztuk meg, melyből a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*), és a balin (*Aspius aspius*) áll hazai, ill. nemzetközi védelem alatt. Az őshonos faunaelemek mellett öt adventív faj, ezüstkárász (*Carassius gibelio*), fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*), naphal (*Lepomis gibbosus*), amurgéb (*Percottus glenii*) és a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) jelenlétét mutattuk ki (1. táblázat).

1. táblázat. A vizsgálatok során fogott halfajok területi megoszlása
Table 1. Distribution of fish species collected during the surveys

Fajok/Mintavételi helyek	Veszély. kategória (Guti 1993)	2008 őszi				2009 tavasz				2009 nyár				Összesen
		Hordódi- Holt-Tisza	Szartos	Három-ágú	Nagy-morotva	Hordódi- Holt-Tisza	Szartos	Három-ágú	Nagy-morotva	Hordódi- Holt-Tisza	Szartos	Három-ágú	Nagy-morotva	
<i>Alburnus alburnus</i>	T	20	48		104	14	99		172	7	9	26	54	553
<i>Abramis brama</i>	T		1				1	2	1	3	4	3	10	25
<i>Abramis bjoerkna</i>	T						1	1				1	4	7
<i>Rhodeus sericeus</i>	T	8	5			11	13							37
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	T	3			1	2	7	1	2	3	2	9		30
<i>Rutilus rutilus</i>	T	1	19		12	4	36	9	24	23	3	35	11	177
<i>Cyprinus carpio</i>	T								2				1	3
<i>Carassius carassius</i>	R	1												1
<i>Carassius gibelio</i> *	T				4		6	12	5	1			1	29
<i>Tinca tinca</i>	R	3									2	1		6
<i>Aspius aspius</i>	R						1		1				1	3
<i>Esox lucius</i>	T		1	1	5	1	1			2	2			13
<i>Perca fluviatilis</i>	T		1		4	1	38	7	9	3		1		64
<i>Sander lucioperca</i>	R					4	12	1	4				2	23
<i>Lepomis gibbosus</i> *	X	3		1	5	1	6	1	4		2		5	28
<i>Ameiurus melas</i> *	X	5	1	1	1			3	1	4	1	4	6	27
<i>Ameiurus nebulosus</i>	X	1												1
<i>Percottus glenii</i> *	X	9	15	23	5	5	7	11	1	10	20	23		129
<i>Proterorhinus marmoratus</i> *	R	1	2	1	2	1				7	1		1	16
Σ fajszám:		11	9	5	10	10	13	10	12	10	11	8	11	19
Σ egyedszám:		55	93	27	143	44	228	48	226	63	47	102	96	1172

A természetvédelmi szempontból értékes, védett, fokozottan védett, illetve valamely nemzetközi egyezmény hatálya alá eső fajokat vastagítva emeljük ki, az őshonos faunaelemek közé nem tartozó fajokat csillaggal jelöljük.

A holtmedrekben fogott egyedek mintegy háromnegyedét három eudomináns faj, a küsz (*Alburnus alburnus*) (47%), a bodorka (*Rutilus rutilus*) (15%) és az amurgéb (11%) alkotta. A fajok jelentős része (12 faj) mind a négy mintavételi helyszínen jelen volt, míg a széles kárász (*Carassius carassius*) és a törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) csupán egyetlen egyeddel képviseltette magát a Hordódi-Holt-Tisza őszi mintavétele során.

Hasonlóan kis egyedszámban került elő a balin és a ponty (*Cyprinus carpio*), előbbi a Szartosból és a Nagy-morotvából, utóbbi csak a Nagy-morotvából. A mintavételi időpontok közül a tavaszi felmérés összegyedszám tekintetében kiemelkedő volt. Ekkor egyrészt a küsz nagyszámú jelenlétét, valamint süllő (*Sander lucioperca*) és sügér (*Perca fluviatilis*) ivadékaiknak tömeges előfordulását figyeltük meg.

Az őszi és a nyári mintavételek során tapasztalt egyedszámok egymáshoz hasonló értéket mutattak, azonban mindkettő elmaradt a tavaszi értékekhez viszonyítva. A tavaszi mintavétel során kifogott, nagyszámú halivadékból felnövekvő fiatal egyedek a nyári mintavétel során csak kis számban kerültek elő, amely valószínűsíthetően a leromló életfeltételeket jelzi. A Három-ágún végzett őszi halászat során az amurgéb jelentős dominanciáját (84%) figyeltük meg. Az érintett területen a mintavételt megelőzően szélsőségesen oxigénszegény illetve oxigénhiányos állapot alakulhatott ki (Nagy és mtsai., 2008) (*I. ábra*), melyet csak néhány tágtűrűsű, adventív halfaj képes tolerálni. Ez lehetőséget adott az amurgéb tömeges elszaporodásának, melynek magyarországi első, 1997-es előfordulásáról Harka (1998) számolt be. Megjelenése óta nem csak a Tisza-tavon, hanem a Tisza teljes magyarországi szakaszán elterjedt, és gyors gradációja figyelhető meg a Tisza vízgyűjtőjén is (Harka és mtsai., 2003). Intenzív terjedése azonban csupán az utóbbi néhány évre tehető, hiszen Juhász és Harka (2003) munkája nem a leggyakoribb fajok közt említi.

Az egyes holtmedrekben a halfauna természeti értékét a Guti (1993) által javasolt abszolút és relatív természeti értéket megadó mutatók alapján határoztuk meg, melynek adatait a 2. táblázatban összegeztük. Az abszolút természeti érték (T_A) a veszélyeztetett fajok számát, míg a relatív természeti érték (T_R) azok egyéb fajokhoz viszonyított arányát hangsúlyozza. A természeti érték meghatározása mind az egyes holtmedrekben, mind a felmérés teljes fajokészletét tekintve hasonló eredményt adott: az érintett védett illetve fokozottan védett vizek halfaunájában dominálnak az adventív halfajok, emellett a négy víztest fajkészletében jelentős átfedés figyelhető meg.

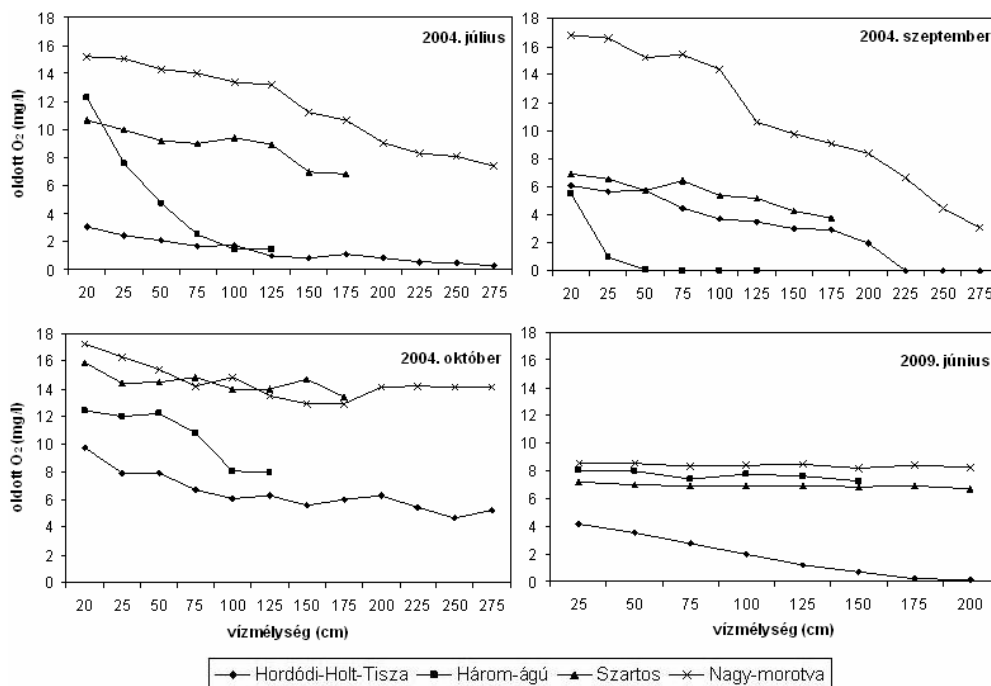
2. táblázat. A halfauna abszolút és relatív természeti értékei a Tisza-tó vizsgált víztesteiben
Table 2. The absolute and relative natural values in water bodies of Lake Tisza

Víztestek	T_A	T_R
Hordódi-Holt-Tisza	16	1
Három-ágú	14	1
Szartos	15	1,06
Nagy-morotva	17	1
A 4 holtmeder együtt	20	1,05
Tisza-tó (Juhász, Harka, 2003)	71	1,51
Poroszlói-medence (Kovács, 1998)	34	1,8

A Tisza-tó érintett holtmedreinek ilyen jellegű vizsgálatára eddig még nem került sor, ezért a kapott eredmények összehasonlítása korábbi adatsorokkal csak korlátozott mértékben lehetséges. Juhász és Harka (2003) munkájában a teljes Tisza-tó halfaunájára vonatkozó természeti értékeket közöl, melyek jelentősen eltérnek az általunk tapasztaltaktól. A különbség feltételezhetően a Juhász által tapasztalt jelentősen magasabb fajszámból (42) adódhat, amely a nagyobb területet és változatosabb élőhelyet érintő mintavételeknek köszönhető.

Eredményeinket két másik, szintén védett víztér (Csapói-holtág, Óhalászi-morotva) halfaunájának természeti értékeivel is összevetettük (Kovács, 1998). Az előbbi víztestre jellemző a folyamatos vízfolyás, mivel közvetlen kapcsolatban áll a Kis-Tiszával, míg az utóbbi karakterében inkább a Hordódi-Holt-Tiszára hasonlít. A két víztest Kovács (1998) által meghatározott fajösszetétele alapján számított abszolút és relatív természeti értékek magasabbak, mint az általunk számítottak, ami az értékeesebb, őshonos fajok viszonylag magas részarányának köszönhető. Feltételezhetően az Óhalászi-morotva és a Csapói-holtág kedvezőbb feltételeket kínál az őshonos fajok számára, így nem kerülhettek olyan túlsúlyba az adventív fajok.

Az érintett holtmedrekben jellemző állapotokat a faunisztikai vizsgálatok eredményei mellett a víz oldott oxigénszintjének mérésével is jellemezni kívántuk. A méréseket 2004-ben és 2009-ben összesen négy alkalommal végeztük el (2. ábra).



2. ábra. Különböző nyíltvízes területek oldott oxigéntartalmának változása a vízmélység függvényében
 Fig. 2. Fluctuation in dissolved oxygen content of different open surface water areas related to water depths

A vizsgált víztestek oldott oxigéntartalmát összehasonlítva megállapítható, hogy annak mennyisége a vízmélység függvényében, a vízfenék felé haladva fokozatosan csökken.

A Hordódi-Holt-Tisza esetében 2004 júliusában a víz felszíni rétegeiben meglehetősen alacsony oxigénszintet mértünk, mely a mederfenék felé haladva jelentősen csökkent, és 150 cm-es mélységben már 1 mg/l alá esett. 2004 szeptemberében a felszíni rétegekben meghatározott oxigénszint ugyan kétszerese volt a júliusinak, azonban a csökkenés a fenék felé haladva intenzívebbnek bizonyult, és 225 cm-es vízmélységnél már oxigénmentes állapotot tapasztaltunk. A szeptemberi kedvezőtlen állapotok októberre némi javulást mutattak, valószínűleg a víz felkeveredésének köszönhetően, az oxigénviszonyok szempontjából legkedvezőbb értékeket ekkor mértünk. A 2009. júniusi mérés alkalmával tapasztalt oxigénviszonyok jóval kiegyensúlyozottabbak voltak, mint a 2004 azonos időszakában mérték. Ekkor 125 cm-es mélységben az oldott oxigén értéke az 1 mg/l-t alig

haladta meg, ez alatt pedig az előbb említett érték alatt maradt, mely a legtöbb aerob élőlény számára nem elégséges.

2004-ben a Három-ágú holtmederben az oxigénviszonyok változása a Hordódi-Holt-Tiszában tapasztaltakhoz hasonlóan alakult, jelentős különbség azonban, hogy szeptemberben itt már a víz 50 cm-es mélységében oxigénhiányos állapot uralkodott.

A Szartos holtmederben mindegyik mérési időpontban kiváló oxigénviszonyok uralkodtak, de a felszíntől a vízfenék felé csökkenő tendencia itt is megfigyelhető, és szintén a szeptemberi időpont volt e szempontból a viszonylag legkedvezőtlenebb.

A Nagy-morotva vízében a vizsgált időpontok mindegyikében kedvező oxigénszinteket mértünk, annak ellenére, hogy mélységét tekintve a Hordódi-Holt-Tiszával mutat hasonlóságot. A víz a fenékrégióig oxigénnel jól ellátott, de a mérési időpontok közötti különbségek az előzőekhez hasonló trendet mutattak. A 2009. évi vizsgálatok még tartanak, de a már feldolgozott adatsorok hasonló irányít mutatnak a 2004-es év eredményeivel.

A holtmedrek oldott oxigéntartalmát tekintve megállapítható, hogy a fokozottan védett víztestek oxigénháztartása csupán kielégítőnek mondható, míg a bölcs hasznosítású védett holtmedreké kiválónak bizonyult. A halfaunisztikai vizsgálatok eredményei is hasonló képet mutatnak. A Hordódi-Holt-Tisza és a Három-ágú holtmederben a feltöltő szukcesszió előrehaladtával a környezeti feltételek változása teret engedhet a limnofil, euritóp fajok elterjedésének, melyek között több agresszív, adventív halfaj is van.

Eredményeink alapján feltételezhető az elkövetkezendő években a fajszám további csökkenése, valamint az adventív elemek hatására az őshonos halfauna visszaszorulása. Munkánk rávilágít arra, hogy egy terület aktuális védettségi fokozata nem feltétlenül tükrözi pontosan annak természetvédelmi értékességét.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti Gál Lajost és Czeglédi Istvánt a terepi munkálatokban nyújtott nélkülözhetetlen segítségéért, valamint a Debreceni Egyetem Hidrobiológia Tanszékének minden dolgozóját.

Irodalom

- Bárdosi E., Nagy S., Dévai Gy., Grigorszky I., Kiss B., Végvári P., Bancsi I. 2000: Az oxigénviszonyok változatossága holtmedrek példáján. *Hidrológiai Közöny* 80/5-6: 275–277.
- Dévai Gy., Dévai I., Felföldy L., Wittner I. 1992: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 4: 49–185.
- Dévai Gy., Végvári P., Nagy S., Bancsi I. 1999: Az ökológiai vízminősítés elmélete és gyakorlata. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 10/1: 216 pp.
- Guti G. 1993: A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86: 141–144.
- Harka Á. 1998: Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* 91: 32–33.
- Harka Á., Sallai Z., Koščo, J. 2003: Az amurgéb (*Perccottus glenii*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *A puszta* 1/18: 49–56
- Harka Á., Sallai Z. 2004: Magyarország halfaunája. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas*, 269 pp.
- Juhász L., Harka Á. 2003: A Tisza-tó halfaunája és védelme. *Debreceni Déri Múzeum Évkönyv*, 76: 23–47.
- Kovács B. 1998: Különböző növényállományokhoz kötődő halegyüttesek ökológiai vizsgálata a Tisza-tavon. *Halászatfejlesztés* 21: 37–45.
- Nagy S. A., Tóth A., Göri Sz. 2008: Összeegyeztethető-e a természetvédelmi értékesség és az ökológiai állapot megítélése (az oxigénháztartás példáján)? *Hidrológiai Közöny* 88/6: 144–146.
- Wittner I., Dévai Gy., Kiss B., Müller Z., Miskolczi M., Nagy S. A. 2004: A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 1. rész: Állapotfelmérés. *Hidrológiai Közöny* 84/5-6: 172–175.
- Wittner I., Dévai Gy., Kiss B., Müller Z., Miskolczi M., Nagy S. A. 2005: A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 2. rész: Állapotértékelés. *Hidrológiai Közöny* 85/6: 171–173.

A HERNÁD JOBB OLDALI MELLÉKVÍZFOLYÁSAINAK HALFAUNISZTIKAI VIZSGÁLATA

INVESTIGATION ON THE FISH FAUNA OF THE RIGHT-SIDE TRIBUTARIES OF HERNÁD RIVER

HARKA Ákos¹, SZEPESI Zsolt²

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, harkaa@freemail.hu

²Omega Audit Kft., Eger, szepesizs@freemail.hu

Kulcsszavak: Bársonyos, Garadna, Bélus-patak, Galambos-patak, Vasonca, Vadász-patak, *Barbus peloponnesius petenyi* élőhelye

Keywords: Bársonyos, Garadna, Bélus-patak, Galambos-patak, Vasonca, Vadász-patak streams, habitat of the *Barbus peloponnesius petenyi*

Összefoglalás

2008-2009-ben az északkelet-magyarországi Hernád folyó hat mellékvízfolyásán tanulmányoztuk a halfaunát. Összesen 31 mintavételi helyen 42 alkalommal halásztunk ivadékhálóval, és ennek során 25 halfajnak és egy hibridnek (*Alburnus alburnus* x *Squalius cephalus*) összesen 4535 példányát azonosítottuk. Az irodalmi adatokhoz képest a Vasoncából 4, a Vadász-patakból 7, a Bársonyosból 16 új fajt mutattunk ki. A többi vízfolyás halairól nem voltak irodalmi adatok, ezért a Garadna (11 faj), a Bélus-patak (16 faj) és az időnként kiszáradó Galambos-patak (2 faj) halai mind újak számítanak. A Vadász-patakból fogott *Leucaspilus delineatus* nem csak a vízfolyásra, de a Hernád teljes vízrendszerére is új faj. Az előkerült 25 fajból 8 élvez Magyarországon törvényi védelmet. Kiemelkedő természeti értéke a tájnak a fokozottan védett státusú, endemikus *Barbus peloponnesius petenyi*, amely mindegyik állandó vízfolyásból előkerült. Ez a hal általában a hegyi patakokat jellemzi, itt azonban a dombvidéki patakok kis esésű, síksági szakaszaira is lehízódik.

Summary

In 2008 and 2009 the fish fauna of six tributaries of Hernád River in north-eastern Hungary was studied. All together 31 sampling sites were examined with fry-net at 41 occasions. As a result of samplings 4535 specimens of 25 fish species and one hybrid (*Alburnus alburnus* x *Squalius cephalus*) were identified. Compared to literary data 4 new species were detected from Vasonca stream, 7 from Vadász-patak stream, and 16 species from Bársonyos stream. About the other examined waters there were no previous data available, therefore the fish species of Garadna (11 species), Bélus-patak (16 species) and of the intermittently searing Galambos-patak (2 species) were considered as new species. The *Leucaspilus delineatus* collected in Vadász-patak stream is a new species not only for the stream, but for the whole water-system of Hernád, too. From the 25 detected species 8 fish species are protected in Hungary. The most prominent natural value of the region is the highly protected, endemic *Barbus peloponnesius petenyi*, which was detected in all of examined eustatic waters. This fish species is generally representative of the mountain streams, thus here it is also set off to the small gradient, flatland stretches of the hill-country streams.

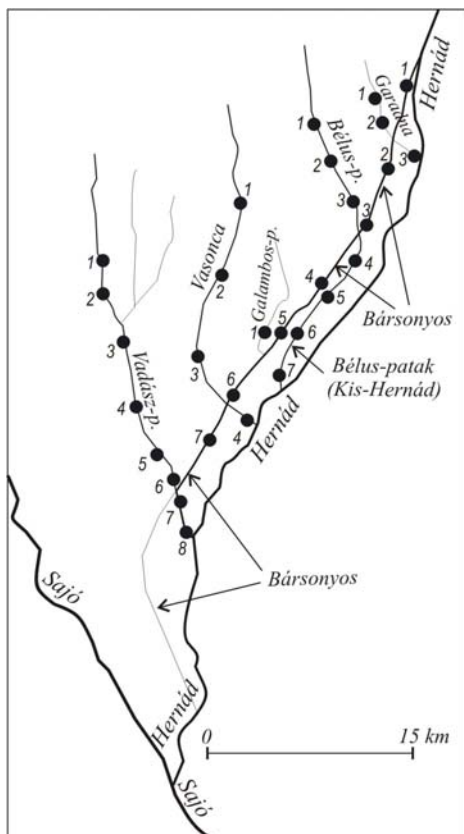
Bevezetés

A Hernád halairól már a 19. század végétől kezdődően található adatok a szakirodalomban (Herman, 1887; Vásárhelyi, 1961; Harka, 1992; Hoitsy, 1996), mellékvízfolyásai közül azonban eddig egyedül a Vadász-patak halfaunájáról voltak alaposabb ismereteink (Harka, 1989, 1991). Néhány faj a Bársonyosból és a Vasoncából is ismert (Harka, 1992, 1997), a Garadna, a Bélus- és a Galambos-patak halairól azonban eddig semmilyen adat nem állt rendelkezésünkre. Munkánk célja a Vadász-patak esetében az esetleges változások kimutatása, a többi vízfolyásnál halfauna feltárása volt.

A vizsgálatok helye, ideje, módszere

A Hernád jobb oldali mellékvizei közül a Bársonyos a legjelentősebb, amely eredetileg – legalábbis részben – a Hernád mellékága lehetett. Mai, 68 km hosszú, nagyrészt mesterséges medre a hernádszurdoki keresztgát fölött ágazik ki a folyóból, és Böcsnél tér oda vissza. Vízét azonban jelenleg Szikszó alatt teljes egészében a Vadász-patakba terelik, ezért a csatorna alsó szakaszát súlyos vízhiány jellemzi. Ezt az alsó szakaszt, amelyben

folyóvizet nem találtunk, és amelyet ezért nem is vizsgáltunk, a térképvázlaton vékonyabb vonal jelzi (1. ábra).



1. ábra. A vizsgált vízfolyások és a lelőhelyek
Fig. 1. The streams and the sampling sites

Az Irota határából kiinduló Vadász-patak kezdeti szakaszát ugyancsak növényzet borítja, jelentősebb vízhozamának köszönhetően azonban Homrogtól lefelé kétközhálóval is általában jól halászható. Szikszónál igen erős szennyvízterhelés éri, de a város alatt bevezetett Bársonyos hígító hatású vize javít az állapotán.

Faunisztikai adatainkat 2008. augusztus 14. és 2009. július 14. között gyűjtöttük az említett vízfolyásokon. Összesen 31 mintavételi helyen 42 alkalommal folytattunk ivadékhálós halászatot. A legnagyobb vízhozamú Bársonyoson, valamint a Vadász-pataknak a Bársonyos beömlése alatti alsó szakaszán általában kétszer halásztuk végig a kijelölt mintavételi helyeket, a többi vízfolyás feltüntetett helyszínein többnyire csak egy-egy alkalommal vettünk mintát. Lelőhelyeinket – vízfolyásonként csoportosítva – sorszámokkal ellátva adjuk meg, földrajzi fekvésüket az 1. ábra azonos sorszámot viselő jelzései mutatják.

Garadna: 1-Hernádvécse alatt, 2-Garadna alatt, 3-Vilmány

Belső-patak: 1-Fulókércs alatt, 2-Szalaszend fölött, 3-Méra, 4-Encs, 5-Hernádszentandrás, 6-Ináncs, 7-Kiskinizs

Galambos-patak: 1-Ináncs

Vasonca: 1-Baktakék, 2-Detek alatt, 3-Kázsmárk alatt, 4-Szentistvánbaksa

A további öt vízfolyás közül egyedül a kisméretű és csekély vízhozamú, ezért időnként kiszáradó Galambos-patak torkollik a Bársonyosba, a többi műtárgyak segítségével keresztezi azt, és a Hernádba ömlik. Ez érvényes az ugyancsak szerény méretű Garadnára is, amely azonban kiegyenlített vízjárásának köszönhetően stabil halállománnyal rendelkező eusztatikus víz.

A nagyobb méretű, Szemere határában eredő Belső-pataknak tulajdonképpen csak a felső, Encsig terjedő része patak jellegű, mert Hernádszentandrás alatt a vize a Kis-Hernádnak vagy Csíkosnak is nevezett hajdani Hernád-ág viszonylag mély és széles medrére jutva teljesen lelassul, ezért itt már az üledékes aljzatú, vízinövényekkel benőtt, állóvíz jellegű élőhelyek kerülnek túlsúlyba. A torkolathoz közeledve a meder ismét szűkebbé válik, és bár a széleit továbbra is állóvízi viszonyok jellemzik, egy keskeny árokban határozott vízáramlás érzékelhető.

A Felsőgagy térségében eredő Vasonca hosszú, egyenes szakaszokból álló medervonala erős humán hatást tükröz. Felső részeit szinte teljesen benövi a légyszárú növényzet, szabad víz csak a hidak takarásában található, Detektől lefelé azonban már sokfelé akadnak halászatra alkalmas helyei.

Vadász-patak: 1-Tomor fölött, 2-Tomor alatt, 3-Homrogd, 4-Alsóvadász, 5-Szikszó fölött, 6-Szikszó alatt, de a Bársonyos beömlése előtt, 7- Szikszó alatt, a Bársonyos beömlése után, 8-Ócsanáros

Bársonyos: 1-Hernádszurdok, 2-Novajdrány, 3-Méra, 4-Hernádszentandrás, 5-Ináncs, 6- Halmaj, 7-Aszaló.

Halfogáshoz az esetek túlnyomó többségében 6 mm szembőségű ivadékhálót használtunk (kétközháló), csupán a felső szakaszok növényzettel sűrűn benőtt helyein próbálkoztunk keretes meritőhálójával. A fogott halpéldányokat a helyszínen azonosítottuk, s az egyedszámok rögzítését, illetve az esetenkénti fényképezést követően valamennyit szabadon engedték. A lelőhelyek felső pontjának 10 méteres pontossággal megadott EOVKoordinátáit, valamint tengerszint feletti magasságát és a mintavételi helyek átlagos mederesését a rendelkezésünkre álló 1:10000 méretarányú térképek információi alapján határoztuk meg.

Eredmények

Faunisztikai felmérésünk során 25 halfajnak összesen 4534 példányát azonosítottuk, emellett a Bélus-patakban Méránál előkerült egy küszdomolykó hibrid is (*Alburnus alburnus* x *Squalius cephalus*). A Galambos-patakban 2, Garadnából 11, a Vasoncából 10, a Bélus-patakban 16, a Bársonyosból és a Vadász-patakban 21-21 faj került elő.

A Garadna patak Hernádvécse alatti, fákkal és bokrokkal benőtt mintavételi helyén csupán keretes meritőhálót tudtunk használni, és azt is mindössze egy 3-4 méteres szakaszon, ahol 10-15 cm mély vizet találtunk. Ennek megfelelő volt az eredmény is, mindössze egyetlen domolykót (*Squalius cephalus*) sikerült fognunk. Alig két kilométerrel lejjebb azonban váratlan fajgazdagság fogadott (*I. táblázat*). A dombvidéki patakok felső folyását jellemző kövicsíkből (*Barbatula barbatula*), fenékjáró küllőből (*Gobio gobio*) és domolykóból álló trióhoz nemcsak a megszokott ökle (*Rhodeus sericeus*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*) és egy-két euritóp faj társult, hanem olyan értékek is, mint a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*) és a Petényi-márna (*Barbus peloponnesius petenyi*). A patak torkolathoz közeli részét lágyszárú növényzet borítja, mindössze egy gázlónál találtunk nyílt vizet. A jellemző fajok azonban innen is előkerültek, kiegészülve néhány Hernádból felúszó faj ivadékaival, így a márnával (*Barbus barbus*) és a halványfoltú küllővel (*Gobio albipinnatus*).

A Bélus-patakban Fulókércs alatt észleltünk először halakat, néhány fenékjáró küllőt és egy kövicsíkot, melyekhez két kilométerrel lejjebb az ökle és a vágócsík csatlakozott (*2. táblázat*). Lejjebb haladva a medret annyira benőtte a növényzet, hogy Méránál csak a közúti és vasúti híd alatt tudtunk halászni. Ezért is jelentett meglepetést, hogy innen is előkerült a domolykó, a nyúldomolykó és a Petényi-márna, és bőven találtunk küszöket (*Alburnus alburnus*) is, amelyek pedig igénylik a nagyobb vízfelületet. Encsnél látszólag hasonló viszonyok fogadtak, de a híd alatti nyílt víz a sekélysége miatt nem vonzotta magához a halakat, ezért csupán két faj került elő. Hernádszentandrásról lefelé, ahol a patak már egy hajdani Hernád-mederben folyik, megváltozik a környezet. Az áramlási sebesség lecsökken, a mélység és a szabad vízfelszín megnő, de a partok mentét alámerült és felszíni hínár uralja. Ennek megfelelően változik a fajösszetétel is. A nyúldomolykó és a kövicsík elmarad, ellenben domináns fajjává válik a bodorka (*Rutilus rutilus*), megjelenik a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), a fenékjáró küllő mellé belép a halványfoltú küllő, és gyakorivá válik a sügér (*Perca fluviatilis*). Rendszerint azonban a széles medernek is marad olyan árokszerű része, ahol áramlik a víz. Ennek és a közeli Hernádnak köszönhetően az alsó szakaszban is megvannak a jellemző reofil fajok, a halványfoltú küllő, valamint a szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*), amely az alsó szakasz mindhárom mintavételi helyén előkerült.

Felső szakaszán a Vasonca sem ideális halélőhely, medrét sűrű növényzet borítja. Ennek ellenére a baktakéki híd alatt a vágó- és kövicsík mellett egy Petényi-márna is a hálónkba

került (2. táblázat). Négy kilométerrel lejjebb, Detek alatt ugyanezen 3 fajhoz még további 4 társult, köztük a stabil állománnyal rendelkező sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*). Kázmárk alatt, tulajdonképpen már alföldinek mondható kultúrtájban a nyüldomolykóval, a küsszel és a halványfoltú küllővel bővül a fajlista, de úgy, hogy mellettük az összes korábban említett dombvidéki faj is megtalálható, s nem csupán egy-egy lesodródó példányuk. Halmaj alatt tisztított szennyvíz érkezik a patakba, de szerencsére még elviselhető mennyiségben, ezért a patak jellemző halai a torkolati szakaszon is megtalálhatók.

1. táblázat. A Garadnából és a Vadász-patakból fogott fajok egyedszámai
Table 1. The number of specimens collected from Garadna and Vadász-patak streams

Vízfolyás (streams)	G a r a d n a			V a d á s z - p a t a k							
Lelőhely (localities)	Hernád- vécsé alatt	Garad- na alatt	Vil- má- ny	Tomor fölött	Tomor alatt	Hom- rogd	Alsó- vadász	Szikszo fölött	Szikszo Bárs. f.	Szikszo Bárs. a.	Ócsa- nás
Lelőhely sorszáma	1	2	3	1	2	3	4	5	6	7	8
Tszf. magasság (m) <i>altitude</i>	172	147	143	145	143	133	126	120	116	116	114
Mederesés (m/km) <i>slope</i>	6,3	3,9	<0,5	2,4	2,4	2,1	1,3	1,7	0,7	0,7	<0,4
EOV y	806700	807680	809590	785940	786380	788060	788320	789170	791240	791300	792220
EOV x	347630	343850	343710	333710	332570	327720	324100	320010	317610	317000	313150
Mintavételek száma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3
<i>Rutilus rutilus</i>								1	0	68	38
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>									0	8	
<i>Leuciscus leuciscus</i>		1	2						0	7	42
<i>Squalius cephalus</i>	1	2	25		5	2		2	0	27	15
<i>Leucaspis delineatus</i>						5			0		
<i>Alburnus alburnus</i>					1	1	2		0	243	130
<i>Alburnoides bipunctatus</i>						1		12	0	68	16
<i>Abramis brama</i>									0	1	
<i>Vimba vimba</i>									0	7	10
<i>Barbus barbus</i>			3						0	2	18
<i>Barbus peloponnesius petenyi</i>		5				8	8	2	0	1	
<i>Gobio gobio</i>		6	12		23	23	15	32	0	3	6
<i>Gobio albipinnatus</i>			1				2	19	0	8	57
<i>Pseudorasbora parva</i>									0	9	4
<i>Chondrostoma nasus</i>									0	3	
<i>Rhodeus sericeus</i>		143	33	16	33	9	18	29	0	134	112
<i>Carassius carassius</i>									0	1	
<i>Carassius gibelio</i>		1				1			0	5	24
<i>Cobitis elongatoides</i>		9	6		14	24	26	20	0	10	23
<i>Barbatula barbatula</i>		71	2	20		2	6	1	0		
<i>Ameiurus melas</i>									0		2
<i>Lepomis gibbosus</i>		1							0		

A Vadász-patakban Tomor fölött csupán két fajt észleltünk, a kövicsikot és az öklét (1. táblázat). Tomor alatt domolykóval, fenékjáró küllővel, vágócsikkal és küsszel, Homrognál pedig sujtásos küsszel és Petényi-márnával gyarapodott a dombvidéki szakasz faunája. Alsóvadásztól lefelé az 1,7 m/km alá csökkenő mederesés mellett a halványfoltú küllő, majd a bodorka megjelenése is jelzi, hogy síksági területre érkezve lassabb lett a patak futása, a sujtásos küsz és a Petényi-márna állománya azonban továbbra is számottevő. Sajnos Szikszónál olyan mértékű kommunális szennyvízterhelés éri a vízfolyást, amelyet a halai nem képesek tolerálni, ugyanis a szervesanyag-terhelés a tisztítómű szűkös kapacitása miatt esetenként nagymértékben túllépi a határértéket. Ennek tudható be, hogy a város alatti mintavételi helyen egyetlen halpéldányt sem sikerült fognunk. Úgy tűnik, hogy itt egy pár kilométeres szakaszon a koncentrált szennyvíz teljesen megakadályozza a hosszirányú átjárhatóságot.

A Bársonyos vízének a bevezetése alatt a hígítás hatására javul a helyzet. Ismét megjelenik a nyúldomolykó és a Petényi-márna, ám ezek már nem az eredeti Vadász-patak, hanem a Bársonyos lesodródó halai. Ócsanál, a torkolat közelében lecsökken a vízsebesség, fonalas algák és hínárfélék lepik el a vizet. Ennek megfelelően gyakori válik az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), és 2008-ban megjelentek a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) első példányai (Harka & Szepesi, 2009). Ugyanakkor a reofil fajok sem tűntek el, mert a Hernádból a márna és a szilvaorrú keszeg ivadékaik ide is felúsznak. A homoki küllő (*Gobio kessleri*) és a német bucó (*Zingel streber*) azonban, amely a '80-as években még szintén megfordult a patak torkolatában, most elkerüli annak szennyezett vizét.

2. táblázat. A Vasoncából és a Bélus-patakból fogott fajok egyedszámjai
Table 2. The number of specimens collected from Vasonca and Bélus-patak streams

Vízfolyás (streams)	V a s o n c a				B é l u s - p a t a k						
Lelőhely (localities)	Bakta-kék	Detek alatt	Kázmárk alatt	Szent-istván-baksa	Fülökércs alatt	Szalaszend fölött.	Méra	Encs	Hernádszent-andrás	Ináncs	Kiskinizs
Lelőhely sorszáma	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	7
Tszf. magasság (m) altitude	161	148	128	120	172	168	141	132	128	127	123
Mederesés (m/km) slope	3,5	2,3	1,9	0,9	4,5	4,2	3,3	0,8	0,4	0,4	<0,4
EOV y	796730	795340	793220	796110	802330	802950	805000	805690	801030	800460	798670
EOV x	337940	333300	325550	317880	344310	342970	337500	333430	329660	328380	325610
Mintavételek száma	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
<i>Rutilus rutilus</i>									28	23	2
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>									1	72	
<i>Leuciscus leuciscus</i>			1	58			4				
<i>Squalius cephalus</i>		1	3	12			4		6		3
<i>Alburnus alburnus</i>			2				18		15	17	3
<i>Alburnoides bipunctatus</i>		7	5	1					6		
<i>Vimba vimba</i>									1	1	3
<i>Barbus peloponnesius petenyi</i>	1	3	2	4			2				
<i>Gobio gobio</i>		3	2	1	4		23	2	3		2
<i>Gobio albipinnatus</i>			1						3		6
<i>Rhodeus sericeus</i>		36	44	10		1	77		81	136	31
<i>Carassius gibelio</i>										1	
<i>Cobitis elongatoides</i>	7	2	20			1	14	5	19	2	7
<i>Barbatula barbatula</i>	1	1	7	10	1		5				
<i>Esox lucius</i>									1	4	
<i>Perca fluviatilis</i>										118	2

A Hernádból Hernádszurdoknál kiszakadó Bársonyos csatorna kezdeti szakaszára azok a fajok jutnak be, amelyek az anyafolyó főmedrében a helyszínen élnek (3. táblázat). Ebből következően – a csatorna itteni, kilométerenként mindössze 0,8 méteres esése ellenére – a reofil fajok és egyedek egyaránt többségben vannak az euritóp és stagnofil fajokkal szemben, az arányuk 57, illetve 55%. A Bársonyosra az aránylag kicsi, 0,7-1,0 m/km mederesés jellemző. Értéke Méránál a legnagyobb (1,1 m/km), ami nyilván közrejátszik abban, hogy itt fogtuk a legtöbb reofil fajt (10 faj: 71%), köztük a csatornában csak itt észlelt Petényi-márnát és kövicsíkot.

A Bársonyosba torkolló és időnként kiszaradó Galambos-patakból mindössze két faj, a vágócsík és a csuka (*Esox lucius*) került elő. Lehetséges, hogy más fajok is előfordulnak benne, de mint halélőhely nem jelentős (3. táblázat).

Értékelés

Faunisztikai vizsgálatunkra három patak esetében előzmények nélkül került sor. Közülük a Galambos-patakból csupán csuka és vágócsík került elő, a Garadna és a Bélus-

patak ellenben meglepő értékeket mutatott fel. Az előbbiből kimutatott 11 faj és az utóbbiból leírt 16 faj a két vízfolyás halfaunájának alapvetését adja.

A Vasoncából a korábbi forrásmunkák 6 fajt jeleztek (Harka, 1992, 1997). A most kimutatott 4 új fajjal (*Leuciscus leuciscus*, *Alburnus alburnus*, *Alburnoides bipunctatus* és *Gobio albipinnatus*) tovább nőtt, és tízre egészült ki a patak faunalistája.

A Vadász-patakból a korábbi vizsgálatok 23 fajt mutattak ki (Harka, 1989, 1991). A jelen felmérés alkalmával 21 faj került elő, közülük azonban 6 a patakra nézve újnak számít. Ezek: *Scardinius erythrophthalmus*, *Leucaspis delineatus*, *Abramis brama*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius carassius* és *Ameiurus melas*. Figyelmet érdemel, hogy a kurta baingnak (*Leucaspis delineatus*) a Hernád vízrendszeréből ez az első leírása.

3. táblázat. A Galambos-patakból és a Bársonyosból fogott fajok egyedszámai
Table 3. The number of specimens collected from Galambos-patak and Bársonyos streams

Vízfolyás (streams)	Galambos-patak		B á r s o n y o s					
	Ináncs	Hernád-szurdok	Novaj- idrány	Méra	Hernád- szent- andrás	Ináncs	Halmaj	Aszaló
Leelőhely (localities)								
Leelőhely sorszáma	1	1	2	3	4	5	6	7
Tszf. magasság (m) <i>altitude</i>	126	151	143	134	128	127	122	119
Mederesés (m/km) <i>slope</i>	1,3	0,8	1,0	1,1	0,8	0,8	0,7	0,9
EOV y	798760	810100	807920	805220	800890	799770	795340	793370
EOV x	329220	349900	341830	335620	329690	328850	320370	316110
Mintavételek száma	2	2	2	3	2	2	2	1
<i>Rutilus rutilus</i>		21	3	1	21	39	10	37
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>						3		1
<i>Leuciscus leuciscus</i>		4	6	3	7	77	1	65
<i>Squalius cephalus</i>		5	5	3	27	74	5	3
<i>Alburnus alburnus</i>		79	70	55	33	13	3	21
<i>Alburnoides bipunctatus</i>		97	47	104	8	4		31
<i>Abramis brama</i>		1						
<i>Vimba vimba</i>		5		1				
<i>Barbus barbus</i>		1		2				
<i>Barbus peloponnesius petenyi</i>				5				
<i>Gobio gobio</i>		1	4	18	9	5		3
<i>Gobio albipinnatus</i>		105	3	25		4		1
<i>Pseudorasbora parva</i>				3				
<i>Chondrostoma nasus</i>		6						
<i>Rhodeus sericeus</i>		94	88	425	70	27	121	130
<i>Cobitis elongatoides</i>	13	20	6	7	3	4	3	8
<i>Barbatula barbatula</i>				1				
<i>Esox lucius</i>	2	2					1	
<i>Lepomis gibbosus</i>		1			1			
<i>Perca fluviatilis</i>						1		2
<i>Sander lucioperca</i>		1						

A Bársonyosból – alaposabb mintavétel híján – eddig csupán 4 reofil és 1 euritóp faj volt ismert (Harka, 1992; Keresztessy, 1993; Harka & Sallai, 2004). Ezeket most is megtaláltuk, de mellettük 16 újabb is előkerült. Az új fajok közül 7 a reofil csoportba tartozik (*Leuciscus leuciscus*, *Squalius cephalus*, *Vimba vimba*, *Barbus barbus*, *Gobio albipinnatus*, *Chondrostoma nasus* és *Cobitis elongatoides*), 8 az euritóp (*Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Abramis brama*, *Pseudorasbora parva*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Perca fluviatilis* és *Sander lucioperca*), 1 pedig a stagnofil gildbe sorolható (*Scardinius erythrophthalmus*). Az új fajokkal a Bársonyos fajlistája a korábbi 5-ről 21-ra bővült.

Áttekintve a Hernád jobb parti, állandó vizű mellékvízfolyásaiból előkerült halak listáját, a fajkészletük igen hasonló. Nemcsak a dombvidéki patakok felső szakaszán

általánosan elterjedt *Barbatula barbatula*, *Gobio gobio* és *Squalius cephalus* trió, valamint a hozzájuk lejjebb rendszerint társuló *Rhodeus sericeus* és *Cobitis elongatoides* található meg mindegyikben, hanem a ritkább *Leuciscus leuciscus*, a *Gobio albipinnatus* és a szűk elterjedésű, fokozottan védett *Barbus peloponnesius petenyi* is.

Az előkerült 25 fajból 8 élvez Magyarországon törvényi védelmet: *Leucaspius delineatus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Barbus peloponnesius petenyi*, *Gobio gobio*, *Gobio albipinnatus*, *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides* és *Barbatula barbatula*.

A fokozottan védett státusú, endemikus Petényi-márna kiemelkedő természeti értéke a tájnak, és figyelemre méltó, hogy mindegyik eusztatikus vízfolyásban megtalálható. Korábban csak a Vasonca és a Bársonyos 1-1, valamint a Vadász-patak 2 pontjáról volt ismert. Felmérésünk során a Vasoncában 2, a Vadász-patakban 3 újabb lelőhelyére találtunk, emellett kimutattuk a Garadnából és a Bélus-patakából is.

A lelőhelyek ismeretében úgy tűnik, némileg módosítani kell a faj élőhelyi igényeiről alkotott korábbi képünket. A Petényi-márnát kezdetben kizárólag a gyors, hideg, köves aljzatú hegyi vizek lakójának tartották (Herman, 1887; Vásárhelyi, 1961; Berinkey, 1966). Bănărescu (1964) szerint főként a pérzónát jellemzi, mégpedig olyannyira, hogy indokoltnak látta azt átnevezni pénzes pér és Petényi-márna szinttájának („zona lipanului și moioagei”). Ugyanakkor azonban a korábbiaknál tágabb határok közt jelölte ki a faj élőhelyét, amely szerinte a folyók pisztrángzónájától lefelé haladva a pérzóna alatti márnázónára is kiterjed.

Harka (1997) a felső-tiszai előfordulási adatok ismeretében a paduczónára is kiterjesztve megerősíti ez utóbbi állítás érvényességét, és egyetért Pintér (1989) azon kijelentésével is, miszerint a magyarországi állomány túlnyomó többsége az Északi-középhegység vizeiben él. Ám a kisebb vízfolyások közt már nemcsak a hegyi patakokat említi a faj élőhelyeként, hanem az alföldre futó hegylábi vízfolyásokat is. A most föltárt új lelőhelyek birtokában még tovább bővíthető a Petényi-márna számára alkalmas víztípusok köre, ugyanis bebizonyosodott, hogy a dombvidéki patakok kisebb esésű, lassabb folyású, nagyrészt növényzettel benőtt, síkvidéki szakaszain is stabil populációi élnek.

Irodalom

- Bănărescu, P. 1964. Pisces – Osteichthyes. Fauna Republicii Populare Romane. Ed. Acad. RPR, Bucuresti, pp. 969.
- Berinkey L. 1966. Halak – Pisces. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 138.
- Harka Á. 1989. A Vadász-patak rejtett értékei. *Bűvár* 44. 3. 41-42.
- Harka Á. 1991. A Vadász-patak halfaunisztikai értéke. *Halászat* 84. 1. 12-13.
- Harka Á. 1992. Adatok a Sajó és Hernád vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78. 33-39.
- Harka Á. 1997. Halaink. Képes határozó és elterjedési útmutató. *Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete*, Budapest, pp. 175.
- Harka Á., Sallai Z. 2004. Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület*, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Szepesi Zs. 2009. A Sajó és a Hernád mentén is terjed a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*). *Halászat* 102. 2.
- Herman O. 1887. A magyar halászat könyve I-II. *Kir. Magyar Természettudományi Társulat*, Budapest, pp. 860.
- Hoitsy Gy. 1996. Adatok a Hernád folyó halfaunájáról 1995-96. *Halászatfejlesztés* 19: 143-149.
- Keresztessy, K. 1993: Faunistical Research on Hungarian Protected Fish Species. *Landscape and Urban Planning*, 27, 115-122.
- Pintér K. 1989. Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 202.
- Vásárhelyi I. 1961. Magyarország halai írásban és képekben. *Természettudományos Ismeretterjesztő Társulat Borsod megyei Szervezete, Északmagyarországi Horgász Egyesület*, Miskolc, pp. 134.

Helyesbítés

A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfajegyüttesek természetességének minősítésére című dolgozathoz (Sály Péter, 2007, Pisces Hungarici 1. p. 93-101.)

Correction

to the paper entitled The system of faunacomponents conception and its application to qualify the degree of naturalness of fish assemblages (Sály Péter, 2007, Pisces Hungarici 1, p. 93-101)

A fenti dolgozatban utólag észlelt hibák az alábbiak szerint javítandók:

A 97. oldalon levő (1) egyenlet helyesen:

$$FTI = \frac{(H - H_{mód})}{H} \quad (1)$$

A 100. oldal második bekezdésének a szövege helyesen:

Ha faunisztikai adataink kiértékelésekor meghatározzuk a minta faunakomponensek szerinti csoportrészesedési megoszlását, és kiszámítjuk a fajegyüttes természetességi indexet, akkor az a következőkről informálhat. Ha $FTI < 0$, az arra utal, hogy a mintában nincs nem természetes faunakomponensbe tartozó faj (első eset); ha $FTI > 0$, akkor a mintában vannak nem természetes faunakomponensbe tartozó fajok (második eset); illetve ha $FTI = 0$, akkor egyetlen nem természetes faj egyetlen egyede volt a mintában (harmadik eset). Az index értékének alakulásában az a tényező határozza azt meg, hogy $H_{mód}$ a normál Shannon-féle indexhez képest nagyobb vagy kisebb-e. Az első esetben a az összfajszám és az összegyedszám szorzatának reciprokával nagyobb mint 1, vagyis $H_{mód}$ ennyivel lesz nagyobb, mint H , ami nagy N esetén nagyon kicsi számot jelent. Ha a második esettel van dolgunk, akkor a 1-től vett különbsége a mintában levő nem természetes fajok számával és azok fajtól független egyedszámával arányosan nő, vagyis minél több „kedvezőtlen” elem van a mintában, a annál kisebb.

A 101. oldal első bekezdésének a szövege helyesen:

Az a arányossági tényező a Shannon-féle indexen kívül más diverzitás indexek módosított értékének (2) egyenlet szerinti kiszámítására is alkalmas, így FTI más diverzitás indexekkel is meghatározható. Az FTI tartalmazza az eredeti diverzitás index értékével történő standardizálást, így a különböző minták, illetve fajegyüttesek diverzitásának a nem természetesen honos fajok általi terheltsége közvetlenül összehasonlítható.

A 101. oldal második bekezdésének második mondata kiegészítve:

Az FTI csak az élőhely idegen fajok általi „szennyezettségére” utal, pontosabban a fajegyüttesek diverzitásának a nem természetesen honos fajok jelenléte általi terheltségét számszerűsíti.

Az FTI számítására alkalmas R (R Development Core Team, 2009) kód – kérésre – a szerzőtől ingyenesen beszerezhető.

Referencia:

R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Sály Péter
Saly.Peter@mkk.szie.hu

A Magyar Haltani Társaság tevékenysége 2006–2008-ban

2006 volt az alapítás utáni első teljes munkaéve egyesületünknek. Taglétszámunk az év során 51-ről 57 főre nőtt, s tagdíjfizetési kötelezettségének mindenki eleget tett. Év eleji célkitűzéseink egy részét maradéktalanul sikerült valóra váltani, másokat kissé módosítva teljesítettünk, de akadtak olyan programpontok is, amelyeket nem sikerült megvalósítanunk.

Valóra vált terveink közül kiemelhető, hogy elkészítettük a társaság honlapját, amely felkerült a világhálóra. Idejében megtartottuk tavaszi taggyűlésünket, amelynek napirendjén a társaság 2005. évi tevékenysége és gazdálkodása, valamint a 2006. évi munkaterv és költségvetés elfogadása szerepelt, majd dr. Specziár András előadását hallgattuk meg a balatoni halállomány változásáról. Terveinknek megfelelően rendszeressé vált rovatunk a Halászatban (A Magyar Haltani Társaság hírei), beszámolva egyesületi programjainkról, a vizeinkre és halainkra vonatkozó érdekességekről, kisebb kutatási eredményekről. Jól sikerült a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszékén 2006. november 10-én tartott tudományos előadói ülésünk is, amelyen nyolc előadás hangzott el.

Bár nem egészen az eredeti elgondolás szerint, de megtartottuk az ismeretterjesztő programunk keretében vállalt 3 előadást. Időpontjuk és hallgatóságuk ugyan részben eltért a tervezettől, de összesen mintegy 100 fő vett rajtuk részt, ismerkedve a vizeinket és halainkat érintő problémákkal. Jelentős késéssel bár, de megtörtént a 2005 szeptemberében tartott I. Magyar Haltani Konferencia előadásainak összegyűjtése és lektorálása, valamint a publikálásukra létrehozott Pisces Hungarici I. kötetének nyomdai előkészítése, a kiadása azonban nem sikerült a tervezett határidőre. Végül megemlíjtük, hogy küldöttségünk részvétele a román Nemzeti Ichtiológiai Társaság III. konferenciáján elmaradt, ugyanis a programot a szervezők 2007-re halasztották.

Az adódó lehetőségeket kihasználva, munkatervünkben eredetileg nem szereplő akciókban is részt vettünk. Napilapoknak nyilatkozva bemutattuk a szennyvizek hatékony tisztításának eredményeit, s felhívtuk a figyelmet a száznál több tervezett hazai víztározó létesítésének a veszélyeire, völgyzárógáták helyett melléktározók létesítését javasolva. Közreműködünk a tiszafüredi halas napok programjának lebonyolításában, amelynek eredményeként 75.000 Ft bevételre is szert tett társaságunk.

Különböző támogatások elnyerésére 3 pályázatot adtunk be, amelyek közül egy járt sikerrel. Az FVM pályázatán a Sajó környezeti állapotának javulását kísérő halfaunisztikai változások felmérésére 288.000 Ft vissza nem térítendő támogatást hagyott jóvá részünkre a minisztérium, amelyhez az egyesületünk 96.000 Ft önrészesedéssel járult hozzá. Az önrész azonban nem terhelte meg költségvetésünket, mert a projekt résztvevői az év folyamán ezt meghaladó összegű adománnyal támogatták az egyesületet.

2007-ben négy új tag csatlakozott egyesületünkhöz, miközben 1 fő külföldre távozott, így létszámunk az előző évi 57-ről 60-ra gyarapodott.

Honlapunk, amely korábban csak kis terjedelmű anyagok közlésére volt alkalmas, Antal László segítségével megújult, és jelenlegi formájában már kiadványaink bemutatására is módot ad (haltanitarsasag.uw.hu).

Megtisztelő feladatként aktív közreműködők voltunk a vizes élőhelyek világnapjának központi rendezvényén, amelyet – most először – világszerte a halak jegyében rendeztek. Az összejöveten a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke és a Magyar Haltani Társaság közös képviseletében dr. Nagy Sándor Alex tartott nagy érdeklődéssel kísért előadást.

A természetes vizek halaira vonatkozó kutatások ösztönzése mellett egyesületünk fontos feladata az eredmények és tapasztalatok publikálása. Jelentős eredményként értékeljük ezért, hogy időszakos kiadványunk, a Pisces Hungarici első kötete, amely zömmel az I. Magyar Haltani Konferencia előadásainak anyagát tartalmazza, napvilágot látott. A dr. Juhász Lajos és dr. Gyüre Péter által szerkesztett kötet a Debreceni Egyetem Mezőgazdaságtudományi Karának a gondozásában, az Agrártudományi Közlemények különköteteként jelent meg.

További figyelemfelhívó, tájékoztató és ismeretterjesztő tevékenységünket jelzik azok az írások, amelyek elsősorban Sallai Zoltánnak köszönhetően – a két legnagyobb példányszámú országos napilap és más sajtótermékek révén – az olvasók széles körét tájékoztatták néhány vizeinkkel és halainkkal kapcsolatos kérdésről. Kishírekkel is rendszeresen jelentkeztünk az év során a Halászat részünkre fenntartott rovatában, amely csupán a századik, jubileumi évfolyammal kapcsolatos anyagtorlódás miatt maradt ki az első két számból.

Évi közgyűlésünket a szabályoknak megfelelően, a hivatalosan előírt határidő lejárta előtt megtartottuk. A résztvevők az egyesület munkájáról és gazdálkodásáról szóló, Szepesi Zsolt segítségével összeállított elnöki beszámolót a munkatervvel együtt elfogadták, biztosítva a törvényes kereteket további munkánkhoz.

Legjelentősebb vállalkásunk 2007-ben a II. Magyar Haltani Konferencia megrendezése volt. Az eseményt meghirdettük a honlapunkon és a Halászatban, továbbá meghívókat és jelentkezési lapokat küldtük

tagjainknak és a potenciális résztvevőknek. A jelentkezések és befizetések ugyan sok esetben késedelmet szenvedtek, de még időben beértek az előadás-kivonatokat, s lektorálásukat követően összeállítottuk a programfüzetet. A konferenciának – dr. Juhász Lajos alelnökünknek köszönhetően – a Debreceni Egyetem Mezőgazdaságtudományi Karának a Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszéke adott helyet, de az előkészítésben az Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Hajdú-Bihari Csoportja is segített. A rendezvényen főként faunisztikai, ökológiai, populációbiológiai témájú előadások szerepeltek, de hallhattunk a halászat jogi szabályozásának megoldatlan kérdéseiről is. Az elhangzott 19 előadás mindegyikét megbeszélés, értékelés, vita követte, így a rendezvény sikeres fórumává vált a természetesvízi haltani kutatásoknak.

A konferencia anyagának önálló kötetben történő mielőbbi közreadása a szerzőktől, a lektoroktól és a kötet szerkesztőjétől fesztített tempójú munkát követelt. A gyors kiadás sajnos a gondos előkészítés ellenére sem sikerült, de időközben – ha késéssel is – megjelent a Pisces Hungarici második, immár önálló kiadású kötete. A kiadványból – a szerzőkön és tagjainkon kívül – számos példányt juttattunk könyvtáraknak, kutatóhelyeknek, halgazdálkodóknak, nemzeti parkoknak.

Az év során 3 pályázatot készítettünk és nyújtottunk be a különböző alapokhoz. Kettőben a konferencia rendezési és publikációs költségeire, egyben a társaság működési feltételeinek javítására igényeltünk támogatást. A konferenciával kapcsolatos pályázataink a jelentős munkaráfordítás ellenére is eredménytelenül zárultak, az Nemzeti Civil Alaprogram keretéből azonban nyertünk 200 ezer forintot egy kiegészítővel felszerelt laptopra, amely 2007 októberétől már egyesületünket szolgálja.

2008-ban négy taggal gyarapodott egyesületünk, így létszámunk az előző évi 60-ról 64 főre nőtt. Tárgyi feltételeink is tovább javultak, mivel pályázati pénzből lehetőségünk nyílt egy projektor és egy többfunkciós nyomtató beszerzésére.

Februárban az egyesület felett felügyeletet gyakorló városi ügyészség törvényességi vizsgálatot indított társaságunk működésével kapcsolatban. Az eljárás igen megnyugtató eredménnyel zárult, a vizsgálatot végző ügyész mindent rendben talált.

Évi közgyűlésünket 2008-ban is a szabályoknak megfelelően, határidőre megtartottuk. A résztvevők az egyesület munkájáról és gazdálkodásáról szóló, Szepesi Zsolt segítségével összeállított elnöki beszámolót és az új munkatervet elfogadták, megerősítve ezzel működésünk eddig is követett irányvonalát.

A Nemzeti Civil Alaprogramhoz benyújtott pályázatunk sikeres volt, 300 ezer forintot nyertünk szervezetünk működési költségeire. Az összegből a posta- és telefonköltségek, a szükséges irodaszerek és néhány utazás költségének rendezése mellett fedeztük az éves könyvelői díjat, rendeztük egy évre az internet-előfizetésünket, továbbá ebből vásároltuk a már említett projektort és többfunkciós nyomtatógépet.

Legjelentősebb programunk a 2008. évi nyilvános előadónk előkészítése és lebonyolítása volt, amelyet a tiszafüredi halas napok programjába illesztve tartottunk meg. A Tisza-tavi helyszínhez igazodva az előadások és a tanácskozás középpontjában ez alkalommal a Tisza állt. A város vezetői megkülönböztetett szívélyességgel és figyelemmel fogadták rendezvényünket. Kifejezték ezt azzal, hogy az ülésen személyes részt vettek, és a gazdag ebéd mellett minden résztvevő számára biztosították a Tisza-tavi motorsónakos kirándulás lehetőségét is. Az esemény meglehetősen nagy publicitást kapott. A megyei lap mellett két országos szaklap számolt be róla, a Halászat pedig az elhangzott előadások közlésére is vállalkozott. A közreműködő kollégák színvonalas munkájának köszönhetően a város vezetői elégedettek voltak a rendezvénnyel. A szervezésért 50 ezer forintot utaltak át a számlánkra, és jelezték, hogy rendezvényeink iránt a jövőben is nyitottak.

Egyéb tevékenységeink közül megemlítjük, hogy javaslatot terjesztettünk be a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Halászati Osztályához, amelyben elsősorban Keserű Balázs és Sallai Zoltán észrevételei alapján felhívtuk a figyelmet a hatályos halászati törvény problémás részeire, javaslatokat téve azok kiküszöbölésére, illetve halaink fokozottabb védelme érdekében történő kiegészítésére.

Részt vettünk néhány dunántúli és északkelet-magyarországi vízfolyás halállományának a feltárásában, a Tisza-tavi ivadékok növekedésének a vizsgálatában, segítséget adtunk a halas témából szakdolgozatot készítő és hozzánk forduló diákoknak, és ismeretterjesztő előadásokat tartottunk.

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság felkérésére szakvéleményt adtunk arról, hogy a Balaton térségében most terjedő, a lápi póc állományát súlyosan veszélyeztető amurgéb ellen milyen óvintézkedések megtétele lehetséges és szükséges.

Sikerrel jártunk el abban az ügyben, hogy a Pisces Hungarici bekerüljön folyóirataink kereső adatbázisába, ennek köszönhetően az eddig megjelent első és második kötet cikkei könnyen megtalálhatók a világhálón (www.matarka.hu), céljainknak megfelelően segítve a kutatási eredmények közkinccsé válását.

Dr. Harka Ákos
elnök

A Magyar Haltani Társaság tagjai 2009-ben

	Név	Munkahely	Elérhetőség
1	Antal László PhD-hallgató	Debreceni Egyetem Természettudományi Kar Debrecen	4069 Egyek, Béke utca 12. 70/946-0833 antallaci@citromail.hu
2	Bársony Péter dr. adjunktus	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	4032 Debrecen, Zöld S. u. 4. 4/17. 30/237-1939 barsonp@agr.unideb.hu
3	Bialkó Vince dr. állatorvos	magánállatorvos Bódvaszilas	3763 Bódvaszilas, Jókai u. 15. 30/625-8077 bilako@t-online.hu
4	Bíró Péter dr. intézetigazgató akadémikus	MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet Tihany	8200 Veszprém, Jókai u. 9. 87/448-244 (mellék 105 v. 107) biro@tres.blki.hu
5	Blaskovits Zoltán vállalkozó	Németbánya	7100 Szekszárd, Wesselényi u. 5. 30/377-3381 gemenc2000@freemail.hu
6	Csepregi István dr. főtanácsadó	Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Budapest	1113 Budapest, Hamzsabégyi út 60/c 30/922-6886 csepist@freestart.hu
7	Csipkés Roland biológus	BioAqua Pro Kft. Debrecen	4032 Debrecen, Békessy Béla u. 8. 5/47. 70/772-0542 sziafu@gmail.com
8	Cupsa, Diana dr. egyetemi docens	Universitatea din Oradea, Facultatea de Stiinte Nagyvárad/Oradea	Str. Sovata 32, bl. C16, ap. 40, RO-410290 Oradea, 40/788/795-994 dcupsa@uoradea.ro
9	Deme Tamás természetvédelmi őr	Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság Pécs	7700 Mohács–Erdőfü 30/377-3410 ficedula@freemail.hu
10	Demény Ferenc tanszéki mérnök	SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Gödöllő	1194 Budapest, Tulipán utca 74. 20/333-6999 demeny.ferenc@mkk.szie.hu
11	Erős Tibor dr. tudományos főmunkatárs	MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet Tihany	8237 Tihany, Klebelsberg Kunó 14. 87/448-244 (mellék 223) ertib@tres.blki.hu
12	Fekete József Szilveszter sporthorgász	Határrendészeti Kirendeltség Kiszombor	6773 Klárafalva Kossuth u. 9. 30/488-60-55 feketejoci@freemail.hu
13	Gaebele Tibor tud. segédmunkatárs	MTA Magyar Dunakutató Állomás Göd	1173 Budapest, Agas u. 3. 20/523-0715 gaebele.tibor@gmail.com
14	Guti Gábor dr. tudományos főmunkatárs	MTA Magyar Dunakutató Állomás Göd	2120 Dunakeszi, Arad u. 13. 30/2 41-4 714 guti.g@t-online.hu
15	Györe Károly dr. tudományos munkatárs	Halászati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	5540 Szarvas, Vágóhíd u. 91. 30/349-5134 gyorek@haki.hu
16	Gyüre Péter dr. tanársegéd	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	4028 Debrecen, Damjanich u. 39. 30/225-1533 gyurep@agr.unideb.hu
17	Halasi-Kovács Béla ügyvezető	SCIAP Kft. Debrecen	4225 Debrecen, Nagyszentgyörgy u. 82/a 30/9310-869 halasi1@t-online.hu
18	Harka Ákos dr. ny. középiskolai tanár	Kossuth Lajos Gimnázium és Szakközépiskola Tiszafüred	5350 Tiszafüred, Tancsics u. 1. 30/416-0490 harka@kossuth-tfured.sulinet.hu
19	Hegedüs István sporthorgász	nyugdíjas	8196 Litér, Almos u. 18. 88/463-049 153aurora@gmail.com

Pisces Hungarici 3 (2009)

20	Hegyi Árpád dr. tanszéki mérnök	SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Gödöllő	2117 Isaszeg, Szent László u. 4. 20/350-4533 hegyi.arpad@mkk.szie.hu
21	Jakab Tibor dr. középiskolai tanár	Kossuth Lajos Gimnázium és Szakközépiskola Tiszafüred	5350 Tiszafüred, Muhi u. 43. 30/322-8532 jakabt@kossuth-tfured.sulinet.hu
22	Józsa Vilmos dr. tudományos főmunkatárs	Halászlati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	5540 Szarvas, I. külkerület 10. 30/5657-366 jozsav@haki.hu
23	Juhász Lajos dr. tanszékvezető egyetemi docens	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	4032 Debrecen, Böszörményi út 87. 30/687-6378 juhaszl@agr.unideb.hu
24	Juhász Máté egyetemi hallgató	Szegedi Tudományegyetem TTIK Szeged	3463 Négyes, Táncsics u. 1. 30/218-0417 juhasz.mate@indamail.hu
25	Kárpáti László dr. igazgató	Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság Sarród	9435 Sarród, Rév-Köcsagvár Pf. 4. 99/537-628 karpati@fhnp.kvvm.hu
26	Keresztessy Katalin dr. biológus munkatárs	Országos Kémiai Biztonsági Intézet Budapest	2234 Maglód, Darwin u. 7. 30/546-2266 keresztessy.katalin@gmail.com
27	Keserü Balázs vízminőség-védelmi főelőadó	E.-Dunántúli Környezetv. és Vízügyi Igazgatóság Győr	9029 Győr, Sárasi u.13/b 30/566-4790 keseru.balasz@edukovizig.hu
28	Kiss Balázs gimnáziumi tanuló	Kossuth L. Gimnázium és Szakközépiskola Tiszafüred	5350 Tiszafüred, Kiss Pál u. 15. 70/306-4836 titeve@citromail.hu
29	Kiss Gergő egyetemi hallgató	ELTE TTK Budapest	2030 Erd, Fácán köz 9/2. 23/366-883 luzerg@freemail.hu
30	Kiss Sándor József halászlati vezető	Körösi Halász Szövetkezet Gyomaendrőd	5500 Gyomaendrőd, Kossuth u. 27. 30/207-3598 77@fibermail.hu
31	Kiss Tamás vadászati és halászlati felügyelő	FVM Nógrád Megyei Földművelésügyi Hivatal Salgótarján	2660 Balassagyarmat, Mártírok 82. 30/3110-632 kekalg@freemail.hu
32	Kontos Tivadar programvezető	Nimfea Természetvédelmi Egyesület Túrkeve	5420 Túrkeve, Hajdú B. u. 8. 70/382-4234 titi@nimfea.hu
33	Koczkás László sporthorgász	Csongrád Megyei Rendőr- főkapitányság Szeged	6900 Makó Czuczor u. 15. 70/372-4814 koczkaslac@freemail.hu
34	Kövér László egyetemi hallgató	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	4028 Debrecen, Damjanich u. 36. 20/381-0246 stoneblood@gmail.com
35	Kucska Balázs dr. tudományos munkatárs	Halászlati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	9028 Győr, Vándor u. 3. 66/515-300 kucskab@haki.hu
36	Lengyel Péter nemzetközi referens	Halászlati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	3300 Eger, Tóviskes tér 10. 66/515-303 lengyel@haki.hu
37	Lengyel Zoltán egyetemi hallgató	SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Gödöllő	3390 Füzesabony, Pacsirta u. 1. 70/361-8004 lengyel77@freemail.hu
38	Magyar Lajos sporthorgász	vállalkozó Tiszafüred-Tiszaörvény	5358 Tiszafüred, Rózsadomb u. 26. 30/218-9683 magyarlajos59@citromail.hu
39	Megyer Csaba osztályvezető	Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság Csopak	8900 Zalaegerszeg, Pózva u. 80. 30/491-0089 megyeran@gmail.com
40	Mezei János területi felügyelő	Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Eger	3462 Borsodivánka, Ifjúság u. 13. 30/349-5719 mezeija@axclero.hu

Pisces Hungarici 3 (2009)

41	Mező Hedvig ökológiai szakreferens	Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Eger	3672 Borsodnádasd, Vörösmarty 8. 30/488-7482 sagapedo@gmail.com
42	Mizsák István természetvédelmi mérnök	MÁV Start Zrt. Mátészalka	4356 Nyírcsaholy, Kossuth út 57. 70/941-0276 mizsakistvan@freemail.hu
43	Mozsár Attila egyetemi hallgató	Debreceni Egyetem Természettudományi Kar Debrecen	4060 Balmazújváros, Illyés Gyula u. 7. 30/629-2624 mozsarhal@freemail.hu
44	Müller Tamás dr. tudományos munkatárs	SZIE MKK Halgazdálkodási Tanszék Gödöllő	2100 Gödöllő, Szivárvány u. 8. 70/286-4556 muller.tamas@mkk.szie.hu
45	Nagy Lajos dr. természetvédelmi területfelügyelő	Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság Csopak	8237 Tihany, Völgy u. 31. 30/491-0080 lajos.tihany@gmail.com
46	Nagy Sándor Alex dr. tanszékvezető egyetemi docens	Debreceni Egyetem Természettudományi Kar Debrecen	4031 Debrecen, Kishegyesi u. 105. 52/512-900 (mellék 22622) snagy@puma.unideb.hu
47	Nagy Zoltán halászati szakmérnök	egyéni vállalkozó Tiszafüred	5350 Tiszafüred, Katalin u. 1. 30/488-7415 nagy-hal@freemail.hu
48	Nyeste Krisztián gimnáziumi tanuló	Kossuth Lajos Gimnázium és Szakközépiskola Tiszafüred	5350 Tiszafüred, Damjanich u. 63. 30/6586568 nyestekrisztian@t-online.hu
49	Palkó Csaba egyetemi hallgató	Ny-magyarországi Egyetem Mezg. és Élelmiszer-tudom. Kar Mosonmagyaróvár	8900 Zalaegerszeg, Erkel F. u. 29/5. 30/499-4709 csaba.palko@gmail.com
50	Pintér Károly dr. osztályvezető	Földművelésügyi és Vidékfejl. Minisztérium Budapest	1224 Budapest, VI. utca 10. 1/301-4180 karoly.pinter@fvm.gov.hu
51	Pintér Katalin agrármérnök	GREEN 2000 Kft. Baja	7132 Bogyiszló, Doromlás 296/67. 30/359-6965 katal1201@freemail.hu
52	Reischl Gábor osztályvezető	Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság Sarród	9400 Sopron, Mihoviny u. 40. 30/257-5573 reischl@fhnp.kvvm.hu
53	Salamon Gábor igazgató	Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság Jósvafő	3758 Jósvafő, Petőfi u. 48. 48/506-000 info.anp@t-online.hu
54	Sallai Zoltán természetvédelmi területfelügyelő	Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság Debrecen	5540 Szarvas, Pf. 122. 30/239-5546 umbra@globonet.hu
55	Sály Péter PhD-hallgató	Szt. István Egyetem Allattani és Állatökológiai Tanszék Gödöllő	1163 Budapest, Cziráki u.15. 20/424-4615 saly.peter@mkk.szie.hu
56	Sevcsik András vadgazdálkodási mérnök	Fővárosi Állat- és Növénykert Budapest	2623 Kismaros, Arany János u. 4. 20/240-5196 andrassevcsik@gmail.com
57	Sipos Sándor egyetemi hallgató	University of Novi Sad Újvidék/Novi Sad	Marije Bursac 7, SRB-23300 Kikinda, Tel.: 381/642/046-036 sipos.sandor@freemail.hu
58	Stündl László dr. egyetemi adjunktus	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	4032 Debrecen, Vezér u. 22. 30/967-4963 stundl@agr.unideb.hu
59	Szalóky Zoltán tudományos munkatárs	VITUKI Nonprofit Kft. Budapest	1121, Budapest, Hóvirág utca 8. 30/561-4962 szaloky@vituki.hu
60	Szászné Béres Georgina természetvédelmi területkezelési ügyintéző	Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság Jósvafő	3780 Edelény, Menner Adolf út 41. 30/337-5143 beres_gina@freemail.hu
61	Szepesi Zsolt könyvvizsgáló	Omega-Audit Kft. Eger	3300 Eger, Csiky Sándor u. 52. 30/218-7957 szepesizs@freemail.hu

62	Szomor Dezső kertészmérnök	egyéni gazdálkodó Apaj	2344 Dömsöd, Kunszentmiklósi u. 7. 30/941-0301 szomord@invitel.hu
63	Szűcs István dr. egyetemi docens	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	4032 Debrecen, Károli G. u. 41/a 30/925-1122 szucs@agr.unideb.hu
64	Takács Péter dr. tud. segédmunkatárs	MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet Tihany	3422 Bükkábrány, Kossuth u. 6. 87/448-244 (mellék 120) takacsp@tres.blki.hu
65	Takáts-Rezsú Emese biológus PhD-hallgató	Spektrum-3D Kft. Budapest	2013, Pomáz, Panoráma út 38. 30/466-9024 rmesi@freemail.hu
66	Tátrai István dr. tudományos főmunkatárs	MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet Tihany	8237 Tihany, Garay 20/b 87/448-244 (mellék 226), 30/439-8741 tatrai@tres.blki.hu
67	Telcean, Ilie dr. egyetemi docens	University of Oradea, Faculty of Sciences Nagyvárad/Oradea	Str. Italiana 18, bl. Y5, Sc.D. ap.74, RO-410373 Oradea, 40/259/408229 itelcean@uoradea.ro
68	Tóth Balázs dr. hidroökológiai szakreferens	Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság Budapest	1021 Budapest, Költő u. 21. 30/663-4658 lagarder@freemail.hu
69	Tóth Péter sporthorgász	Ericsson Magyarország Kft. Budapest	1105 Budapest, Kápolna u. 3. VI/25. 1/261-2875 petrosz2363@freemail.hu
70	Udvari Zsolt vezető-tanácsos	Földművelésügyi és Vidékfejl. Minisztérium Budapest	2083 Solymár, Panoráma u. 80. 30/331-8084 zsudvari@freemail.hu
71	Ugrai Zoltán halászati ágazatvezető	Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség Ráckeve	4181 Nádudvar, Fő út 20. 30/942-9548 ugrai@rdhsz.hu
72	Vinginder Csaba tanácsadó	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	4440 Tiszavasvári, Kabay u. 1/a 70/5186-684 vinginder@t-online.hu
73	Weiperth András tud. segédmunkatárs	Magyar Dunakutató Állomás Göd	2092 Budakeszi, Csák József utca 48. 20/3916-468 weiperth@gmail.com
74	Wilhelm Sándor dr. ny. középiskolai tanár	Petőfi Sándor Elméleti Líceum Székelyhid/Sacueni,	Pta. Libertatii 25/7, RO-417435 Sacueni, 40/259/352-318 sador.wilhelm@gmail.com
75	Woinarovich Elek dr. ny. egyetemi tanár, a FAO szakértője	Debreceni Egyetem Természettudományi Kar Debrecen	1012 Budapest, Attila út 121. 1/375-3418

A Magyar Haltani Társaság pártoló tagjai

	Név	Képviselő	Elérhetőség
1	Agroinform Kiadó és Nyomda Kft.	Bolyki István ügyvezető igazgató	1149 Budapest, Angol u. 34. 1/221-6703 kiado@agroinform.com
2	Aranyponty Zrt.	Lévai Ferenc elnök-vezérigazgató	2440 Százhalombatta, Arany J. u. 7. 23/354-764 info@aranyponty.hu
3	Karcagi Nyomda Kft.	Márkusné Tankó Orsolya ügyvezető	5300 Karcag, Kertész József u. 20. 59/311-048 k.nyomda@t-online.hu
4	Tiszafüred Város Önkormányzata	Pintér Erika polgármester	Tiszafüred, Fő u. 1. 59/510-515 polgarmester@tizsafured.hu
5	Tiszai Kormorán Kikötő	Hegedüs Gábor ügyvezető	5358 Tiszafüred, Kormorán Kikötő 59/350-350 kormoran@mail.datanet.hu

Készült 300 példányban
Karcagi Nyomda Kft. Tel./fax: 59-311-048, e-mail: k.nyomda@t-online.hu
Felelős vezetők: Márkusné Tankó Orsolya, Nagyné Tankó Timea