

Egyetemi Doktori (Ph.D.) értekezés tézisei

**A Szamos hazai szakaszának halközösségében bekövetkezett  
változások a cianid- és nehézfém szennyezést követően**

Thesis of Ph.D. dissertation

**Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River  
Szamos after a cyanide and heavy metal pollution**

**Antal László**

Témavezető:

*Dr. Nagy Sándor Alex*



Debreceni Egyetem  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2013

„A földet nem apáinktól örököltük, hanem unokáinktól kaptuk kölcsön.”

[indián közmondás]

# 1. BEVEZETÉS

A vízi életközösségek egyik kiemelt csoportja a halak. A Magyarországon előforduló fajok – eltekintve az ingolák (*Cephalaspidomorphi*) osztályától – a gerincesek (*Vertebrata*) altörzsén belül a sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*) osztályába tartoznak (NELSON 1994). Életük minden periódusát a víz alatt töltik, így kiválóan jelzik a víz minőségének változását (FAUSCH *et al.* 1990, LASNE *et al.* 2007). A hazai halfajok a különböző környezeti hatásokkal szemben eltérő tűrőképességgel jellemezhetőek, így az egyes fajok jelenléte, vagy hiánya már önmagában véve is komoly információértékkel bír (MEADOR & CARLISLE 2007). Indikátor voltuk miatt joggal szerepelnek kiemelt vizsgálati élőlénycsoportként a Víz Keretirányelvben (VKI), melyet az Európai Unió 2000-ben vezetett be (WATER FRAMEWORK DIRECTIVE 2000). A halak alapvető természetes fontossága mellett további társadalmi jelentőségük, hogy komoly figyelem irányul rájuk mind a halgazdálkodás, mind a természetes vízi halfauna tekintetében.

Magyarországon a jelentősebb vízfolyások vízgyűjtő területének nagyobb hányada külföldi területre esik (a vízfolyások 90%-a külföldről érkezik), így az ország – medence jellegéből adódóan – a felszíni vízfolyások tekintetében nagymértékben függ a szomszédos (felvízi) országok vízgazdálkodásától, a vízfolyásokon tervezett és nem tervezett beavatkozásoktól egyaránt (MAROSI & SOMOGYI 1990, MEZŐSI 2011). Így volt ez Közép-Európa legnagyobb ökológiai katasztrófájakor is, amikor 2000 januárjának végén a nagybányai (Baia Mare, Románia) AURUL nemesfémkinyerő vállalat ipari szennyvizet ülepítő tározójának gátja átszakadt, melynek következtében mintegy 100000 m<sup>3</sup> magas cianidkoncentrációjú és réztartalmú víz került a Zazár (Săsar) és Lápos (Lăpuș) folyók közvetítésével a Szamosba (Someș), majd a Tiszán és a Dunán keresztül a Fekete-tengerbe (GULYÁS 2002, REGŐSNÉ KNOSKA 2001, SOLDÁN *et al.* 2001). Az alapvetően cianid-tartalmú fém-komplexekből összetevődő szennyezés rendkívüli károkat okozott levonulási útvonalának teljes vízi ökológiai rendszerében. A cianid koncentrációjának igen magas csúcserőssége (32,6 mg l<sup>-1</sup>) alapján valószínűsíthető a vízi élővilág, így a halközösség nagymértékű pusztulását is (SÁLYI *et al.* 2000), azonban a jégborítottság miatt a halpusztulás tényleges mértéke a kérdéses területen nem volt megállapítható (SZŐKE & IMRE 2000).

A szennyezés időszakában szinte mindenki a Tiszával, és az azt ért károsítás hatásával foglalkozott. Kevesebb szó esett a Szamosról, pedig a szennyezés azon keresztül érte el Magyarországot. Ráadásul a Szamos vize hígító közegként funkcionált, ennek köszönhetően a szennyezés felhígulva érte el a Tiszát, így viszont a Szamos és annak élővilága sokkal nagyobb veszteségeket szenvedett.

## 2. CÉLKITŰZÉSEK

A Szamos halközösségének vizsgálatakor legfőbb kérdésem az volt, hogyan változott a halállományok összetétele a cianid- és nehézfém szennyezést követően. Munkám során az alábbi célkitűzéseket fogalmaztam meg:

1. meghatározni a halegyüttes-struktúra változásának mértékét a fajkicserélődés és a fajszerkezetek közötti hasonlóság alapján;
2. vizsgálni a szennyezést követően létrejövő különböző népesedési folyamatokat funkcionális guildek és tömegességi viszonyok alapján;
3. detektálni a fajösszetételben tapasztalt minőségbeli változásokat a biodiverzitás és a halközösség alapú minősítési rendszerek alapján;
4. értelmezni a víztérben párhuzamosan lejátszódó, változást okozó természetes folyamatokat és az antropogén hatásokat (szennyezés).

## 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 3.1. A Szamos és a mintavételi terület bemutatása

A Tisza második legnagyobb mellékfolyója a Szamos (Someş). 415 km-es teljes hosszából csak 50 km esik a jelenlegi magyar határon belülré. A folyó az Erdélyi-medence északi részének vizeit fogja össze. A Szamos teljes vízgyűjtő területe összesen 15881 km<sup>2</sup>, amely így nagyobb, mint a befogadó Tiszáé (LÁSZLÓFFY 1982). A folyó hazai, vizsgált szakasza a halközösség alapján a „*Közepes, és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza*” kategóriába sorolható (HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2007). A vizsgált szakaszon a vízfolyás szélessége 50-80 méter között változik, természetes övzátöny kíséri, mely viszonylag egyenletes lefutású és közepes magasságú. A vízmélység a sodrásban jellemzően 2-3 méter közötti, azonban igen jelentős a kavics és homok kirakódás, zátonyképződés, emiatt a víz mélysége változatos. A ripális régió sok helyen kövezett, a természetes aljzat nagyobb részt apró kavicsos, homokos, a kisebb sodrású részeken agyagos, vagy részben akár szerves eredetű iszap borítású. A vizsgált szakaszon a vízínövényzet nem jellemző, a partszéli fák, növények gyökerei, a vízbe dőlt fák azonban búvóhelyet biztosítanak a halak számára.

### 3.2. A mintavétel

A mintavételezést a Szamoson a magyarországra kidolgozott Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokollja alapján végeztük (SALLAI *et al.* 2008). A mintavételi szakaszon – Szamosbecs és Szamosangyalos között összesen 1000 méter hosszúságú egységet mintáztunk, több mintavételi alegységre tagolva, amelyeket úgy választottuk ki, hogy összességében reprezentatívak legyenek a szakasz élőhelytípusaira, illetve azok arányára is.

Mintavételt 2004 és 2009 között minden évben az NBmR előírásainak megfelelően három időpontban végeztünk, tavasszal, nyáron és ősszel. A mintát csónakból, a víz sodrával egyező irányban, sodródva vettük, elsősorban a ripális régióban. A mintavétel eszköze egy egyenáramú, 7 kW teljesítményű, aggregátorról működő Hans Grassl EL 64 II/GI elektromos mintavételi eszköz (EME) volt ( $U_{\max} = 600 \text{ V}$ ;  $I_{\max} = 14 \text{ A}$ ;  $P_{\max} = 7 \text{ kW}$ ). A mintavételt egységesen nappal végeztük. A felmérés során a mintavételi alegységek hosszát GPS készülékkel mértük, rögzítettük a felső és alsó végpont WGS'84 koordinátáit (Felső koordináta: N47° 51' 11,81", E22° 40' 45,16"; Alsó koordináta: N47° 52' 54,06", E22° 39' 07,67").

A halak identifikálása a helyszínen, illetve egyes halfajok ivadék egyedei esetében laborban, tartósított mintából sztereomikroszkóp segítségével történt. A halak nevezéktana tekintetében KOTTELAT & FREYHOF (2007) és HARKA (2011) munkáját, valamint a FishBase (FROESE & PAULY 2012) adatbázisát vettem alapul.

### 3.3. Vízkémiai vizsgálatok

A Tiszántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (TIKTVF) debreceni laboratóriumában a hatályos magyar szabvány szerint (MSZ 1484-3:1998, majd később MSZ 1484-3:2006) műszeres analitikai módszerekkel mérik a Szamosból származó vízminta cink [Zn], kadmium [Cd], mangán [Mn], nikkel [Ni], ólom [Pb], réz [Cu] és vas [Fe] koncentrációját.

A Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (FTVKTVF) Csenger település határában (Szamos 43,5 fkm) vízminőséget vizsgáló monitorállomást üzemeltet. Az állomás vízminta vétele a folyómederbe mélyített álló csöves vízkivételi műből óránként történik. A csengeri MS-2 monitorállomás műszerezettsége 2000 óta cianid [CN] mérésére is alkalmas (polarográfia, 0-2 mg l<sup>-1</sup> méréstartomány).

A felügyelőségek fejlett és kiterjedt monitorozó rendszert üzemeltetnek és folyamatosan végeznek mérési feladatokat. A felszíni vizeink minőségére vonatkozó adataik hosszú évekre tekintenek vissza, így az általuk szolgáltatott közadatok fontos háttérinformációként használhatóak saját eredményeink kiértékelése során.

### 3.4. Alkalmazott statisztikai módszerek

Az eredményeket a szakirodalomban használatos különböző statisztikai módszerek felhasználásával elemeztem.

Különböző térleptékek között fajkicserélődési (*species turnover*=*ST*) számításokat végeztem. Az *ST* értéke megmutatja, hogy két adott időpont közötti időszakra vonatkozóan mekkora a közösség lokális fajbetelepülésből és lokális fajeltűnésből adódó fajösszetétel-változás mértéke, a közösség időintervallum kezdetén és végén tapasztalt fajszaámainak összegéhez viszonyítva (RELYS *et al.* 2002).

Kiszámoltam a páronkénti évek fajegyütteseinek Jaccard-indexszel mért hasonlóságát.

A diverzitásmutatók közül a legtömegesebb fajra érzékeny Berger-Parker indexet (*d*) és a ritka fajokra érzékeny Shannon-Wiener indexet (*H*) használtam (TÓTHMÉRÉSZ 1997).

A fauna természeti értékének meghatározásánál GUTI (1993, 1995) munkáit és az NBmR protokollt vettem alapul (SALLAI *et al.* 2008). Kiszámoltam a fauna abszolút ( $T_A$ ) és relatív természeti értékét ( $T_R$ ).

Szoftveres értékelés során a halcsaládok relatív abundanciáját és a különböző mintavételi éveket négyzetgyök transzformációval PCA ordinációval ábrázoltam CANOCO 4.5 programcsomag segítségével (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). A funkcionális guildek változásának ábrázolásához Microsoft Excel 2003 programot használtam. Az évenkénti relatív abundancia adatok hierarchikus klasszifikációjához STATISTICA 8.0 programot alkalmaztam (euklidészi távolság, UPGMA eljárás). Ugyanezek adatok felhasználásával főkoordináta-analízist a PAST 2.17b programcsomag segítségével végeztem el (Bray-Curtis távolságmátrix) (HAMMER *et al.* 2001).

A vízkémiai vizsgálatok eredményeit a STATISTICA 8.0 program 2D Box Plots ábrázolásmódjával szemléltetem (STATSOFT 2007). Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltam, hogy a különböző évekből származó alapadatok között mutakozik-e szignifikáns különbség, majd az egyes évek közötti szignifikancia szintet Dunn-féle többszörös összehasonlító teszttel mértem Graphpad Prism v.5.01 segítségével (GRAPHPAD SOFTWARE 2007).

## 4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 4.1. A halfaunisztikai vizsgálatok eredményei

Táblázatos formában bemutatásra kerül HARKA 1995-ben publikált, majd személyes közlése alapján Csenger és Rápoly közötti szakaszára szűkített, a

szennyezés előtti időszakból származó halfaunisztikai adatok, valamint a GYÖRE és munkatársai (2001) által a szennyezés évében Csengernél történt mintavétel eredményei is. A mintavételi módszereik és a mintavételük gyakorisága is eltérő, így a saját adatainkkal történő összehasonlításban ezeket az eredményeket kellő kritikával kell kezelni. Tekintettel arra, hogy az említett közleményeken kívül az érintett folyószakaszra vonatkozóan nem állnak rendelkezésemre irodalmi adatok, amelyekkel saját adatainkat összevethetném, ezek használata indokolt és szükséges.

Mintavételeink során 2004 és 2009 között összesen 11 halcsalád 37 fajának 18751 egyedét sikerült kimutatnunk a Szamosból. A 37 faj közül 4 (tiszai ingola - *Eudontomyzon danfordi*, homoki küllő - *Romanogobio kesslerii*, magyar bucó - *Zingel zingel*, német bucó - *Zingel streber*) fokozottan védett, 10 (nyúldomolykó - *Leuciscus leuciscus*, kurta baing - *Leucaspius delineatus*, sujtásos kűsz - *Alburnoides bipunctatus*, fenékjáró küllő - *Gobio gobio*, halványfoltú küllő - *Romanogobio vladykovi*, szivárványos ökle - *Rhodeus amarus*, vágócsík - *Cobitis elongatoides*, balkáni csík - *Sabanejewia balcanica*, kövicsík - *Barbatula barbatula*, selymes durbincs - *Gymnocephalus schraetser*) pedig védett Magyarországon, további 7 (kecsege - *Acipenser ruthenus*, balin - *Aspius aspius*, bagolykeszeg - *Ballerus sapa*, szilvaorrú keszeg - *Vimba vimba*, paduc - *Chondrostoma nasus*, márna - *Barbus barbus*, harcsa - *Silurus glanis*) pedig szerepel valamelyik, a természetes élővilág és élőhelyek védelmét célzó nemzetközi egyezmény függelékében (Berni-egyezmény, Natura 2000).

## 4.2. A halfaunisztikai felmérések eredményeinek értékelése

### 4.2.1. Fajösszetételbeli változások

#### 4.2.1.1. A kaukázusi törpegéb megjelenése a Kárpát-medencében

A magyarországi vizekben előforduló gébfélék (*Gobiidae*) családjába sorolható halfajok száma az elmúlt 150 év alatt ötre emelkedett (HARKA & BÍRÓ 2007). A terjeszkedő fajok egyike a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) is, melynek egy példánya 2009. november 22-én a Szamos 39,750. folyamkilométerénél (N47° 51' 59,11", E22° 40' 34,79") került elő (HALASI-KOVÁCS *et al.* 2011). A tág ökológiai tűrőképességű faj a ponto-kaszpikus régióban széleskörűen elterjedt (BERG 1965). A tengerparti területek mellett a Dunában (OŢEL 2007) és a Kaszpi-tenger vízgyűjtőjéhez tartozó Metsamor folyóban (Örményország) (GABRIELIAN 2001) ismertek folyóvízi populációi is. Élőhelyi szempontból a Szamos epipotamális szakasza eltér az eredeti elterjedési területén leírt lelőhelyek élőhelyi adottságaitól (GEORGHIEV 1964, MARKOVA 1962, KEVREKIDIS *et al.* 1990). Zoogeográfiai szempontból a faj megjelenése a Szamosban kifejezetten nagy ugrásként értékelhető. Ez a lelőhely a faj

jelenleg ismert, legtávolabbi édesvízi előfordulását jelenti, 1940 fkm-re a Duna Fekete-tengeri torkolatától. Szigetszerű előfordulása alapján valószínűnek látszik, hogy a faj nem aktív migrációval jutott el a Szamosba. Előfordulásának hátterében véletlen behurcolás, vagy illegális betelepítés is lehet. Mivel egy erőteljes őszi áradás után sikerült kimutatnunk, így feltételezésünk szerint a Szamos romániai szakaszáról sodródhatott le.

#### 4.2.1.2. Fajkicserélődés mértékének vizsgálata

A fajkicserélődési (*species turnover*) számítások alapján kapott *ST* értékekből kitűnik, hogy milyen nagymértékű változás történt a fajösszetételben 1994 és 2000, a szennyezés időpontja között. A két évben kimutatott 12-12 faj közül 10 teljesen kicserélődött, és egy teljesen más, új fajszerkezet alakult ki. Szintén nagyfokú a változás 2000 és 2004, valamint 2000 és 2009 között, ekkor ugyanis nagyszámú, lokálisan újra és újként megjelent fajjal találkoztunk. A 2004-ben és 2009-ben a 2000-es évhez képest új fajok száma (16 és 22) meghaladta a 2000-ben összesen leírt fajok számát (12). A Szamos élővilágának regenerálódását jelzi, hogy 2004-ben csupán egyetlen fajt (selymes durbincs - *Gymnocephalus schraetser*) nem sikerült kimutatni, amely a szennyezés előtt igazolható volt, viszont a selymes durbincs azon fajok egyike, amelynek populációját a szennyezés erősen degradálta. 2009-ben az 1994-es fajszerkezethez képest már nem volt eltűnt faj, továbbá figyelemre méltó a 17 megjelent faj, melynek jelentős része élvez valamilyen védeltséget.

Összehasonlításaink során 2004 és 2009 közötti időszakra vonatkozóan tapasztaltuk a legkisebb mértékű fajösszetétel-változást, ami nem meglepő, hiszen ebben az időintervallumban nem érte olyan drasztikus külső behatás a Szamos halfaunáját, mint 2000-ben.

#### 4.2.1.3. Hasonlóság mértékének vizsgálata

A kapott eredmények megerősítése érdekében prezencia-abszencia alapján hasonlóságot vizsgáltam (Jaccard-index) ugyanazon évek fajegyüttese között. Előző elemzés eredményei alapján várhatóan, a legkisebb mértékű hasonlóságot 1994 és 2000 között figyeltem meg, míg a fajösszetételbeli legnagyobb hasonlóság 2004 és 2009 között mutatkozott, amikor a fajstruktúra átrendeződésének dinamikája a szennyezés időpontjától távolodva egyre csökkent. Az előző elemzéshez hasonlóan a 2000 és 2004, valamint 2000 és 2009 között kismértékű fajösszetételbeli hasonlóság tapasztalható, míg a szennyezés előtti felmérés és a mi felmérésünk kezdő- és végpontja között már nagyobb a hasonlóság. A kapott eredmények teljes mértékben megerősítik az előző elemzés eredményeit.



Az évenkénti összehasonlítások során minden alkalommal 0,5 feletti hasonlósági értéket kaptam. Az egymást követő évek esetén is magas, 0,6 és 0,81 közötti a *JC* értéke. Ezek azt jelzik, hogy egy lassú, de folyamatos fajátrendeződési folyamat ment végbe a Szamos halfaunájában.

#### 4.2.1.4. Funkcionális guildek vizsgálata

A fajszerkezet változását a fajok guildek szerinti besorolása alapján is nyomon lehet követni. A fajok funkcionális guildekbe sorolását HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ (2011) munkája alapján végeztem el.

A fajok eredete (1), az őshonos és adventív eredetű fajok aránya mutatják a pozitív, vagy negatív irányú változásokat. Ismert, hogy módosított, vagy módosult ökológiai rendszerek esetén az adventív fajok tágabb tűrőképességük révén hamarabb kolonizálnak egy adott élőhelyet (COPP *et al.* 2005). A fajok eredetét vizsgálva megállapítható, hogy a Szamos vizsgált szakaszának habitusa nem kedvez az adventív fajoknak. Míg HARKA (1995) nem mutatott ki egyetlen példányt sem, addig a szennyezés évében az adventív fajok gyakorisága elérte a 15%-ot (GYÖRE *et al.* 2001), ami a folyó jellegére való tekintettel jelentős különbségnek mondható. A 2004 és 2009 közötti időszakban az adventív fajok aránya egyik évben sem érte el az 1%-ot, ami a hazai vizekben tapasztalható tendenciák tükrében megnyugtató.

A fajok áramlás kedvelése (2) alapján a Szamos egy kimondottan a reofil fajoknak kedvező, gyors folyású vízfolyás. Megállapítható, hogy 1994-ben a reofil és az euritop fajok egyedszámának aránya közel azonos volt, bár az euritop fajok fordultak elő nagyobb számban, a stagnofil fajok szinte jelentéktelen mennyiségben fordultak elő. A szennyezés évében ez az összetétel jelentősen megváltozott, ugyanis a reofil fajok aránya drasztikusan lecsökkent (a korábbi 47,41%-ról 1,59%-ra), míg a korábban is gyakori euritop fajok aránya így még tovább emelkedett. 2004-re a stagnofil fajok gyakorisága közel az 1994-ben tapasztalható szintre esett vissza, és a vizsgálati időszak végéig hasonló értékeket mutatott. Helyüket a reofil és euritop fajok együtt foglalták el, az euritop fajok gyakorisága ekkor volt a legmagasabb (84,97%). Az elemzés alapján megfigyelhető, hogy egy ilyen ökológiai katasztrófa után bizonyos fajok (esetünkben az euritop fajok) képesek nagy sikerrel kihasználni a rendszerben bekövetkezett változást. 2004 és 2006 között egy olyan regenerálódási folyamatot figyelhetünk meg, amely a szennyezés előtti arányokhoz közelíti a rendszert, azonban 2006 és 2007 között egy robusztus törést láthatunk, ami az előző folyamat lendületének megtörését is jelentette egyben. 2007 után újra a 2004 és 2006 között lejátszódó folyamathoz hasonló tendenciát látunk.

Végül a fajok ökológiai specializációjának (3) elemzését az indokolta, hogy egy ökológiai rendszer nagymértékű zavarása után a generalista és zavarást tűrő fajok

dominanciájára számíthatunk, majd ezek számának esetleges csökkenése, valamint a specialista fajok számának növekedése pozitív irányú változásokat, a regenerálódási folyamatot, vagy annak kezdetét igazolhatják. Az ökológiai specializáció alapján 1994-ben mind a három csoport kb. ugyanolyan arányban volt jelen. A szennyezés évében itt is megfigyelhető egy erőteljes változás, a zavarást tűrő fajok aránya megnövekedett, míg a generalista (17,46%) és specialista (15,87%) fajoké jelentősen csökkent. 2004-re a zavarást tűrők aránya tovább emelkedett, a másik két csoport előfordulása pedig 10-10%-ra csökkent. 2004-től aztán az előzőhöz hasonló regenerálódás figyelhető meg, de az előző csoportosításnál tapasztalt robosztus törés itt is megfigyelhető volt. 2007 után a generalisták és specialisták előfordulása ismét lassú növekedésnek indult, ezzel párhuzamosan pedig fokozatosan csökkent a zavarást tűrő fajok aránya. Az utolsó mintavételi évben a különböző fajcsoportok egymáshoz viszonyított aránya ugyan nem érte el az 1994-re jellemző állapotot, nem tartjuk elképzelhetetlennek, hogy az ezt követő időszakban egy ahhoz hasonló vagy akár jobb csoportösszetétel alakuljon ki.

#### 4.2.1.5. A tömegességi viszonyok változása

A tömegességi viszonyok változását a relatív gyakoriság alapján elemeztem. Az egyes évek fajegyütteseinek rang-abundancia görbéin általánosan megfigyelhető, hogy minden mintavételi időszakban egy domináns és néhány szubdomináns faj jellemzi az állományt, viszont a fajok többsége kisebb, közel azonos arányban volt jelen. 1994-ben a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) volt a domináns faj, de ezt a szerepet a szennyezés után egyértelműen a zavarást tűrő kűsz (*Alburnus alburnus*) vette át. A kűsz domináns szerepe a mintavételek során végig megmaradt, de gyakorisága az évek előrehaladtával – ugyan kisebb megszakítással, de – folyamatosan csökkent. Az 1994-ben leggyakoribb halványfoltú küllőt, illetve a szubdomináns domolykót (*Squalius cephalus*) és márnát (*Barbus barbus*) 2000-ben nem mutatták ki, feltételezhető állományaiknak nagymértékű károsodása, viszont a fajok regenerációs képességét mutatja, hogy 2004 és 2009 között végig újra a szubdomináns fajok között szerepeltek. A víz minőségének javulását feltételezi, hogy a Szamos általunk felmért szakaszán előttünk nem dokumentált, a környezeti változásokra érzékeny sujtásos kűsz és magyar bucó (*Zingel zingel*) relatív gyakorisága 2004 óta folyamatosan nőtt (SZEPESI & HARKA 2007).

A különböző halcsaládok jelenléte vagy hiánya is alkalmas lehet egy adott vízfolyást ért változások kimutatására, hiszen legtöbbször az egy családba tartozó egyedek – néhány kivételtől eltekintve – hasonló preferenciájúak. 2004 és 2009 között összesen 11 halcsaládot sikerült regisztrálnunk. A családokhoz tartozó fajok relatív

gyakoriságát négyzetgyök transzformáltam és főkomponens analízissel (PCA) ordináltam az egyes mintavételi évek alapján. A mintavételi időpontjaink közül a szennyezéshez közelebb eső években elsősorban a környezeti változásokra kevésbé érzékeny pontyfélék (Cyprinidae) és csukafélék (Esocidae) családjába tartozó fajok voltak meghatározóak. A mintavételünk utolsó évében viszont a környezeti hatásokra jelentősen érzékenyebb ingolafélék (Petromyzontidae), a tokfélék (Acipenseridae), a tőkehalfélék (Lotidae) és sügérfélék (Percidae) családjába tartozó fajok domináltak. Az értékelésem azt mutatja, hogy egy jelentős, 2009 irányába mutató taxongazdagodási folyamat figyelhető meg, ami szintén a pozitív változásokat igazolja.

Az egyes mintavételi évek fajegyütteseinek összehasonlításához a relatív abundancia adatokra hierarchikus klasszifikációt készítettem klaszter-analízissel (Euklideszi távolság függvényt alkalmazva, a súlyozatlan csoportátlag (UPGMA) összevonási algoritmus alapján) (PODANI 1997). A klaszter-analízis alapján igazolódik a 2006 és 2009 évek fajegyüttese közötti magas fokú hasonlóság, illetve azok a szennyezés előtti (eredeti) állapothoz való hasonlósága. A fajok relatív gyakorisága alapján nagy a hasonlóság a 2004-2005 és 2007-2008 évek adatai között is, továbbá, hogy ezek inkább hasonlítanak a szennyezés évében tapasztalható fajegyüttesek relatív abundanciájához, mint az eredeti, 1994-es állapothoz. Ez az elemzés is alátámasztja a funkcionális guildek vizsgálatánál tapasztaltakat, miszerint a 2006 és 2009-es években a fajszerkezet alapján az általunk vizsgált többi évhez képest javulás tapasztalható. 2007 és 2008-ban azonban ez a javuló tendencia megtörni látszik, hiszen az említett években a fajszerkezet ismét a 2000-ben tapasztalhatóval mutatott nagyobb fokú hasonlóságot, mintha újabb külső negatív hatás érte volna a Szamost.

A klaszter-analízis eredményét egy főkoordináta analízissel (PCoA) próbáltam megerősíteni a különböző évek fajegyütteseinek relatív abundancia adatai alapján (Bray-Curtis távolságmátrix segítségével). A főkoordináta elemzés eredménye a klaszter-analízist és a korábbi elemzéseim eredményeit is megerősíti. Az 1994 és 2000 évek fajegyütteseinek összetétele itt is élesen elkülönül egymástól. Az X-tengely alapján egyértelműen két részre oszthatóak a különböző évek. Megfigyelhető, hogy a 2004-2005 és 2007-2008 évek adatai páronként is és egymással is nagyon hasonlóak, továbbá jobban hasonlítanak a szennyezés évében tapasztalt állapothoz, mint 1994-hez. A 2006 és 2009 itt is külön csoportot alkot, melyek az 1994-es év adataival mutatnak hasonlóságot.

Összefoglalásként elmondható, hogy a tömegességi viszonyok változásai alapján a mintavételi éveinktől jól elkülöníthető mind a szennyezés előtti (1994), mind a szennyezés éve (2000). A fajok gyakorisága alapján kiugró év volt a 2006 és a 2009 is,

melyek egymással nagy hasonlóságot mutattak. Az ezeket megelőző évek (2004-2005 és 2007-2008) is nagyon hasonlóak voltak. Ezek alapján is megállapítható, hogy a fajszerkezetek átrendeződésének dinamikája nem volt folyamatos, a fajszerkezet 2007-ben a 2004-2005-ös évekhez vált hasonlóvá, ami a 2006-os fajszerkezet után visszaesésként értelmezhető. A tény, miszerint 2009-re a struktúra a 2006-os állapothoz volt hasonló azt bizonyítja, hogy bár a halfauna átrendeződésének ütemében volt egy törés, de az nem volt tartós és a változás iránya sem változott meg.

#### 4.2.2. A biodiverzitás változása

Mielőtt a fajösszetételbeli változások elemzése során körvonalazódó tendencia alapján megfogalmaztam volna egy lehetséges, az észlelt folyamatokat magyarázó elméletet, szükségesnek tartottam a biodiverzitás vizsgálatát is. A diverzitásmutatók közül a legtömegesebb fajra érzékeny Berger-Parker indexet ( $d$ ) és a ritka fajokra érzékeny Shannon-Wiener indexet ( $H$ ) használtam az évenként összevont adatokra (TÓTHMÉRÉSZ 1997).

Az élőlényközösségekre, így a halközösségekre leggyakrabban használt mutató, a Shannon-Wiener diverzitási értékek alapján megállapítható, hogy 2006-ra a Szamos biodiverzitása meghaladta a szennyezés előtti, 1994-es állapotot, viszont a korábbi elemzések során tapasztalt éles törés a biodiverzitásban is markánsan megmutatkozik. 2007-ben mind a fajszám, mind a diverzitás visszaesett, majd ismételten egy pozitív irányú folyamat vette kezdetét. A Berger-Parker index a Shannon-Wiener-hez hasonló eredményt adott. A szennyezést megelőző 1994-es mintavétel, illetve a 2006-os és 2009-es évek esetén kaptuk a legalacsonyabb értékeket.

Megállapítható, hogy vizsgálatunk 6 éve alatt két folyamat befolyásolta érdemben a diverzitási mutatók értékeit. Az egyik, hogy a fajszám 2004-től 2006-ig ( $23 \rightarrow 27$ ), illetve 2007-től 2009-ig ( $23 \rightarrow 29$ ) növekedett, illetve a domináns faj (kűsz) gyakorisága az évek előrehaladtával – ugyan kisebb megszakítással, de – folyamatosan csökkent.

#### 4.2.3. A halfauna minősítése

##### 4.2.3.1. A halfauna természetvédelmi szempontú értékelése

Az Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer a GUTI (1993, 1995) által javasolt minősítési rendszer aktualizált változatát ajánlja a halfauna természetvédelmi értékelésére (SALLAI *et al.* 2008). Az egyes élőhelyekről összeállított faunalisták egyszerűen értékelhetők a természeti értékük kifejezésével. A fauna abszolút természeti értéke ( $T_A$ ) a veszélyeztetett fajok számát hangsúlyozza, míg a fauna relatív természeti értéke ( $T_R$ ) a veszélyeztetett fajok arányát érzékelteti.

A rendszer hibája, hogy az értékekhez nincsenek hozzárendelve minősítési kategóriák, ezért hogy a Szamos esetén kapott értékszámokat tudjuk mihez hasonlítani, a 2008-ban a Felső-Tiszán végzett vizsgálataink (ANTAL & CSIPKÉS 2010), valamint a Tisza teljes hazai szakaszán 2009-ben történt halfaunisztikai vizsgálatok részeredményei (GYÖRE & JÓZSA 2010) alapján is elvégeztem a minősítést. A Tisza tiszabecsi és lónyai szakasza hasonló távolságra van a Tisza-Szamos torkolattól, így ennek a két mintavételi pontnak az eredményeit használtam fel a saját 2008-as (ANTAL & CSIPKÉS 2010) és Györe és Józsa 2009-es munkája (GYÖRE & JÓZSA 2010) esetén is. A kapott értékeket összehasonlítva a Szamos esetén kapottakkal megállapítható, hogy az abszolút természeti érték alapján 2008-ban a Szamos halfaunája elmarad a Tisza tiszabecsi szakaszától, viszont sokkal jobb értékű, mint a lónyai szakasz. 2009-ben a Szamos  $T_A$  értéke elérte a Felső-Tisza kimagasló értékét és nagymértékben meghaladta a lónyai szakaszét.

A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy mind a  $T_A$ , mind a  $T_R$  esetén nyomon követhetőek a halfauna minőségében bekövetkezett változások. A szennyezés évében, valamint 2006 és 2007 között visszaesés, a 2004–2006 és 2007–2009 között pedig pozitív változások tapasztalhatóak.

#### 4.2.3.2. A halfauna minősítése az $EQI_{HRF}$ alapján

A VKI által meghatározott biológiai minősítési elemek közé tartoznak a halak is. A halakra vonatkozóan a 2005-ben 193 hazai víztestről született halas adatbázis alapján HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ (2011) dolgozott ki egy minősítési rendszert, melyet  $EQI_{HRF}$ -nek (Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes), azaz a magyarországi vízfolyások halközösség alapú ökológiai minősítési rendszernek nevezték el.

A halfauna fajszerkezetét figyelembe véve a minősítés alapján a Szamos általunk vizsgált szakasza 1994-ben közepes minőségűnek értékelhető. A szennyezés évében a fajstruktúrában bekövetkezett drasztikus változás a minősítés alapján is jól látszik. 2000-ben a vizsgált víztest minősítése a rossz minőségi kategóriába sorolja az adott szakaszt, egy jelentős minőségromlás következett be. Azonban 2004-ben a Szamos ismét közepes minőségűnek számított, ezt követően pedig az összes általunk vizsgált évben jó minőségűnek mondható. Ezek az eredmények a szennyezés utáni lassú, de fokozatos javulást jelzik. A korábbiakhoz hasonlóan azonban ismét azt tapasztaltuk, hogy ez az előremutató folyamat 2007-ben megtorpant, ekkor a folyószakasz minősítési pontértéke kissé visszaesett, ezután azonban az értékek – ugyanazon kategórián belül – ismételten növekedtek. A minősítési érték a 2006-os és 2009-es években is megközelítette a kiváló kategória alsó határértékét, ami örömteli, különösen

annak tükrében, hogy az 1990-es években a Szamost még a Tisza mellékfolyói közül a legszennyezettebbek között tartották számon (SÁRKÁNY-KISS & MACALIK 1999).

A minősítés során kapott eredmények összecsengenek a korábbi elemzéseim során kapott eredményekkel, és minden kétséget kizáróan igazolják, hogy a szennyezést követően elindult a folyó regenerálódási folyamata, amely a halfauna tekintetében is egyértelmű, de míg a halak táplálékszervezeteinél ez viszonylag gyors ütemű, addig a halaknál lassú, elhúzódó folyamatról beszélhetünk. A fajösszetétel általunk megfigyelt drasztikus átrendeződése megalapozta azt a véleményemet, miszerint a fajstruktúra valószínűsíthetően már soha nem lesz olyan, mint amilyen a szennyezés előtti időszakban volt, bár kétségtelen tény, hogy az elemzések alapján a vizsgálatunk utolsó évében a Szamos halközössége sokkal fajgazdagabb, sokkal diverzebb és minőségileg is jobb volt.

### **4.3. A vízkémiai vizsgálatok eredményeinek értékelése**

A halfaunisztikai vizsgálat eredményeinek kiértékelése során egy előremutató faj- és egyedszám átrendeződési folyamat rajzolódott ki, amely alapján feltételezhető a víz kémiai minőségének javulása is. A víz kémiai összetételében bekövetkezett változásokat, továbbá több elemzésemnél is tapasztalt 2006 és 2007 között lejátszódó negatív folyamatok hátterét a vízkémiai adatokban kerestem.

A TIKTVF és a FTVKTVF az általuk mért vízkémiai adatokat táblázatos formában a rendelkezésemre bocsátották, így az elemzéseknél ezeket használtam fel. Az elemzéshez a cianid [CN] koncentrációja mellett a szennyezések során leggyakrabban előforduló és a nemzetközi irodalomban legtöbbet tárgyalt fémek, a cink [Zn], a kadmium [Cd], a mangán [Mn], a nikkel [Ni], az ólom [Pb], a réz [Cu] és a vas [Fe] koncentrációját követtem nyomon.

A grafikonokon ábrázolt adatokból kitűnik, hogy a legtöbb nehézfém esetén szignifikáns csökkenés mutatható ki az évek előre haladtával. Magas szignifikancia szintet kaptam a vas, a mangán és a cianid koncentrációinak csökkenése esetében, míg normál szignifikancia szintet regisztráltam az ólom, a cink és a kadmium koncentrációinak csökkenésében. Csökkent továbbá a nikkel koncentrációja is, ez a csökkenés azonban nem bizonyult szignifikánsnak. Az előzőekkel ellentétben a réz koncentrációja azonban szignifikánsan növekedett a vizsgált években.

A vízkémiai adatok vizsgálata alátámasztotta azt a feltételezést, miszerint a halfauna összetételében tapasztalható nagymértékű javulásában fontos szerepet játszhatott a vízminőség javulása is. Ez a feltételezés elsősorban a felméréseink utolsó éveiben volt leginkább igazolható. A javulás véleményem szerint nagyban köszönhető annak, hogy a Nagybánya (Baia Mare) környéki hegyekben évszázadok óta működő bányák többségét mára már bezárták (WILHELM *et al.* 2009).

Elemzéseim során a halfauna szerkezetében és minőségében, a biodiverzitásban és a vízfolyás minőségében bekövetkező pozitív irányú változásokban egyaránt megfigyeltem egy 2006 és 2007 közötti visszaesést, amelyről azt feltételezem, hogy valamely külső, negatív hatásnak köszönhető. A jelenség egy lehetséges magyarázatát sajnos nem a tudományos közleményekben, hanem a médiában találtam meg. 2007 nyarán a Nagybánya környéki állami REMIN bányavállalat egyik zagyszállító vezetőke megrepedt és 8 m<sup>3</sup> nehézfémeket és cianidot tartalmazó szennyezett víz került a Szamos mellékfolyójába, a Zazárba. Bár a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium sajtóközleménye szerint a szennyezés nem jelentett határon átnyúló környezeti veszélyt, de vízfolyások esetén ez az álláspont erősen megkérdőjelezhető (URL1, URL2). A FTVKTVF mérőállomásának óránkénti adatai, valamint mintavételi eredményeink alapján feltételezzük, hogy a sajtóközleménnyel ellentétben az enyhébb szennyezésnek mégiscsak lehettek határon átnyúló hatásai is.

A halfauna regenerálódásának 2007 utáni ismételt növekedése összefügghet a nehézfémek koncentrációjában bekövetkezett változásokkal. A nehézfémek esetén a legnagyobb problémát az jelenti, hogy hosszú távon akkumulálódnak az üledékben (MACKLIN *et al.* 2003, KRAFT *et al.* 2006, OSÁN *et al.* 2007, TAGHINIA HEJABI *et al.* 2011) és az élővilágban egyaránt (SOLÀ *et al.* 2004, EBRAHIMPOUR *et al.* 2011, YI *et al.* 2011). A 2007 előtti években több fém (vas, mangán, ólom, nikkel) koncentrációja esetén is általánosan magasabb értékeket mértek, míg az azt követő években a legtöbb nehézfém koncentrációja alacsonyabb volt a megelőző időszakhoz képest. Feltételezésem szerint ez a pozitív változás hatással volt a halakra is, miután sokkal kisebb nehézfém terhelést kaptak. A fémek közül kivétel volt ugyan a réz, melynek koncentrációja szignifikánsan növekedett a felmérés éveiben, de több publikáció is arról számol be, hogy a nehézfémek közül a réz a halak tekintetében a kevésbé limitáló fémek közé tartozik (MATASIN *et al.* 2011a, 2011b).

A Szamos esetén a nehézfémek mennyiségének csökkenése valószínűleg a bányászat aktivitásának a visszaesésével hozható összefüggésbe. A víz minősége a mért változók alapján egyértelműen javult a felmérésünk időszakában, ez a fajszerkezetben is megmutatkozott. Bár a halállomány újránépesülésében a Tisza és a Szamos menti holtmedrek kétséget kizáróan elsőrendű szerepet játszottak (TELCEAN & CUPŞA 2009, ANTAL & CSIPKÉS 2010), a kedvező folyamatok érvényesülése a felsőbb szakaszok javuló vízminősége nélkül nem lett volna elképzelhető.

Az is megállapítható, hogy a halak joggal szerepelnek a VKI minősítésre alkalmasnak tartott fajcsoportjai között, hiszen középtávú felmérésünk során a fajszerkezetben bekövetkezett változásokat a vízkémiai vizsgálatok eredményei is egyértelműen alátámasztották.

## Új tudományos eredmények összefoglalása

A Szamos hazai szakaszának halközösségében bekövetkezett változások vizsgálata során kapott új tudományos eredményeinket az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- Számszerűsítettük a halegyüttes-struktúra változásának mértékét a fajkicserélődés és a fajszerkezetek közötti hasonlóság alapján.
- Detektáltuk a szennyezést követően létrejövő különböző népesedési folyamatokat funkcionális guildek és tömegességi viszonyok alapján.
- Kimutattuk fajösszetételben tapasztalt minőségbeli változások mértékét a biodiverzitás és a halközösség alapú minősítési rendszerek alapján.
- Igazoltuk, hogy a fajszerkezetbeli változásokat a vízkémiai vizsgálatok eredményei egyértelműen alátámasztják.
- Bizonyítottuk, hogy a Szamos önregeneráló képessége egy ilyen jelentős mértékű ökológiai katasztrófa hatásaival is meg tudott birkózni.
- Újabb adatokkal alátámasztottuk, hogy a halak joggal szerepelnek a VKI minősítésre alkalmasnak tartott biológiai elemei között.
- A kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) Kárpát-medencei előfordulását 2009-ben elsőként sikerült regisztrálnunk a Szamosból.



# 1. INTRODUCTION

One of the most supported group of aquatic communities is the group of fish. Species of Hungary – with the exception of the class lamprey (*Cephalaspidomorphi*) – belong to the class ray-finned fishes (*Actinopterygii*) within the subphylum vertebrates (*Vertebrata*) (NELSON 1994). They spend their whole lifecycles under water and thus indicate the changes in water quality well (FAUSCH *et al.* 1990, LASNE *et al.* 2007). Our inland fish species have a wide range of tolerance for environmental effects, and so the simple presence or absence of certain species can provide vital information (MEADOR & CARLISLE 2007). Being indicators they have earned the right to be the subject in many analyses of the Water Framework Directive (WFD), initiated by the European Union in 2000 (WATER FRAMEWORK DIRECTIVE 2000). Besides their basic importance, fish are part of social interest, they are subject of significant interest in terms of fisheries and natural aquatic fish fauna as well.

90% of the headwaters of the main Hungarian water flows can be found in abroad, therefore our country is highly exposed to the neighbouring upstream countries (MAROSI & SOMOGYI 1990, MEZŐSI 2011). It is known as the biggest ecological disaster of Central Europe, when one of the dams of a precious metal company in Nagybánya (Baia Mare, Romania) ruptured at the end of January 2000. As a consequence, almost 100,000 m<sup>3</sup> of wastewater with high cyanide concentration spilled quickly to River Szamos (Someş) through River Zazár (Săsar), and River Lápos (Lăpuş), and then the contamination reached the Black Sea through River Tisza, and Danube (GULYÁS 2002, REGÖSNÉ KNOSKA 2001, SOLDÁN *et al.* 2001). The pollution caused extreme damages in the entire aquatic ecological system along its pass, which was also proved by the investigations conducted in the year of pollution (GULYÁS 2002). According to the top high concentration of cyanide (32,6 mg l<sup>-1</sup>) a high mortality of the aquatic system and the fish community was highly probable (SÁLYI *et al.* 2000). However the problematic area was covered in ice and thus the real levels of fish mortality were can not be calculated (SZŐKE & IMRE 2000).

When the pollution occurred almost all attention was turned to R. Tisza and its impairment. Less words were told about R. Szamos, although it transmitted the pollution to Hungary. What is more R. Szamos served as a diluting medium and by the cost of its own natural environment the pollution reached R. Tisza with less harmful potential.

## **2. AIMS OF THE STUDY**

When analysing the fish community of R. Szamos, my main question was how the fish community changed after the cyanide and heavy metal pollution.

The following goals were set during my work:

1. Identify the level of changes in the structure of fish assemblage based on similarities in species changes and species pattern;
2. Analyze the different population processes after the pollution based on functional guilds and rates of abundance;
3. Detect changes in fish assemblage quality using qualifying methods based on biodiversity and fish assemblage;
4. Define natural processes and antropogen effects (pollution) occurring in the same time.

## **3. MATERIALS AND METHODS**

### **3.1. The River Szamos and the study areas**

The R. Szamos is the second largest tributary of the R. Tisza. Out of its 415 km of total length, only 50 km fall inside the current Hungarian border. The river holds up water of the northern part of the Transsylvanian basin. The total catchment area of R. Szamos is 15,882 km<sup>2</sup>, which is larger than that of the receiving R. Tisza (LÁSZLÓFFY 1982).

On the basis of composition of fish communities, the examined Hungarian section of the R. Szamos can be ranked into the category of “hilly section of mid-sized and large rivers with high sloped and gravelled bottom” (HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2011). The width of the river changes from 50 to 80 m in the investigated area. The water depth in the current area is typically between 2-3 m; however the deposition of pebbles and sand and therefore the shelf formation is considerable. For this reason the water depth varies, in certain segments it can be very low, only few centimeters for example. The margin is pitched in many places, generally sprinkled stones are typical. The natural base covering consists mainly of pebbles, sand and in the parts with lower currents, clay or mud of organic origin. In the investigated part the aquatic vegetation is not typical, however roots of the trees near the water, and the dead trees fallen into the water provide shelters for the fishes.

### 3.2. Sampling

Several sub-sampling sites have been marked out in the R. Szamos/Someş between Szamosbecs and Szamosangyalos, considering the conditions of the investigated section and the protocol of the Hungarian National Biodiversity-monitoring System (NBmR). The sampling section length was altogether 1,000 m. The sub-sampling sites were chosen based on the conditions of the section in a way that they were entirely characteristic to the habitats of the whole section in respect to their proportions as well.

Sampling was carried out three times every year between 2004 and 2009, these were conducted in spring, summer and autumn. Samples were taken by drifting with a boat in the same direction with the current along a riverbank. The sampling tool was a Hans Grassl EL 64 II/GI electrofishing device ( $U_{\max} = 600$  V;  $I_{\max} = 14$  A;  $P_{\max} = 7$  kW) with hand held anode and direct current, 7 kW output, operated from a generating set. Sampling was performed uniformly in daytimes. The lengths of the sub-sampling sections were measured with GPS (Top coordinate: N47° 51' 11,81", E22° 40' 45,16"; Down coordinate: N47° 52' 54,06", E22° 39' 07,67").

Species identification was carried out in the field; the applied fish nomenclature derives from FishBase database (FROESE & PAULY 2012), KOTTELAT & FREYHOF (2007) and HARKA (2011).

### 3.3. Water chemistry analyses

In the laboratory of Environmental Protection, Nature Conservation and Water Authority, Trans-Tiszanian Region (TIKTVF), Debrecen, the samples from Szamos were processed via chemical analyses according to the updated hungarian standard (MSZ 1484-3:1998, and later MSZ 1484-3:2006) and concentrations of zinc [Zn], cadmium [Cd], manganese [Mn], nickel [Ni], lead [Pb], copper [Cu] and iron [Fe] were defined.

The Upper-Tisza Regional Environmental and Water Directorate (FTVKTVF) operates a monitoring station at the border of Csenger settlement to analyse water quality. The samples for the station are provided in every hour through a axial flow pump set down in the waterbed. The MS-2 monitoring station of Csenger is also suited for cyanide measurement (polarography, 0-2 mg l<sup>-1</sup> measurement range) since 2000.

Monitoring agencies operate an advanced and expanded monitoring system and continuously carry out measurement tasks. Our data concerning the water quality of our surface waters are the results of many years and the accessible data serve as important background information when it comes to assess our results.

### 3.4. Statistical analysis

Results were analysed through different statistical methods found in literature.

Using different spatial scale I calculated the change in species (*species turnover*=*ST*). The value of *ST* shows that how much the species composition changes considering the period between two different dates, it is derived from the local appearance and disappearance of species in the assemblage related to the sum of species experienced at the beginning and at the end of the period (RELYS *et al.* 2002).

I calculated the Jaccard similarity of species compositions for every two years.

From diversity indices I used Berger-Parker (*d*), sensitive for the most abundant species, and the Shannon-Wiener index (H), sensitive for rare species (TÓTHMÉRÉSZ 1997).

When defining the natural value of the fauna I took the work of GUTI (1993, 1995) and the NBmR protocol as a basis (SALLAI *et al.* 2008). I calculated the absolute conservation value of the fauna ( $T_A$ ) and the relative conservation value of the fauna ( $T_R$ ).

Using softwares for assessment, I interpreted the relative abundance of fish families and the different sampling years by square root transformation and PCA ordination, using CANOCO 4.5 software package (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). To present the changes in functional guilds I used Microsoft Excel 2003 software. To classify hierarchically the annual relative abundance data I used STATISTICA 8.0 software (Euclidean distance, UPGMA procedure). Using the same data I made principal coordinates analyses by PAST 2.17b software package (Bray-Curtis distance matrix) (HAMMER *et al.* 2001).

Results of chemical analyses conducted on water samples are illustrated by 2D Box Plots method of STATISTICA 8.0 software (STATSOFT 2007). I ran Kruskal-Wallis tests to search for significant differences in the raw data from different years, then significance level between different years was tested by Dunn's multiple comparison test, using Graphpad Prism v.5.01 (GRAPHPAD SOFTWARE 2007).

## 4. RESULTS AND DISCUSSION

### 4.1. Results of fish fauna analyses

Fish fauna data, that has been published by HARKA in 1995 and later constricted to the section between Csenger and Rápolc based on a personal statement, pre-pollution fish fauna data and the results of sampling by GYÖRE *et al.* (2001) at Csenger in the year of pollution are all interpreted in the form of tables.

Their sampling methods and frequency depart from ours, and so the comparison to our data should be handled accordingly. However as I possess no more literary data on the given section of the water body than the above mentioned to compare my data with, the use of them is reasonable and necessary.

During our samplings between 2004 and 2009 we discovered 18751 individuals belonging to 37 species of 11 fish families in R. Szamos. Among the registered 37 species 4 (Carpathian lamprey - *Eudontomyzon danfordi*, sand gudgeon - *Romanogobio kesslerii*, zingel - *Zingel zingel*, streber - *Zingel streber*) are strictly protected, 10 (dace - *Leuciscus leuciscus*, sun bleak - *Leucaspis delineatus*, spiralin - *Alburnoides bipunctatus*, Carpathian gudgeon - *Gobio gobio*, Danube whitefinned gudgeon - *Romanogobio vladykovi*, bitterling - *Rhodeus amarus*, Danubian spined loach - *Cobitis elongatoides*, Balcan golden loach - *Sabanejewia balcanica*, stone loach - *Barbatula barbatula*, schraetzer - *Gymnocephalus schraetser*) are protected in Hungary, and 7 more (sterlet - *Acipenser ruthenus*, asp - *Aspius aspius*, zobel - *Ballerus sapa*, vimba - *Vimba vimba*, nase - *Chondrostoma nasus*, barbel - *Barbus barbus*, wels catfish - *Silurus glanis*) are registered in an appendix of an international convention, targeting the protection of habitats, natural flora and fauna (Bern Convention, Natura 2000).

## 4.2. Assessing the results of fish fauna surveys

### 4.2.1. Changes in the species composition

#### 4.2.1.1. Caucasian dwarf goby in the Carpathian basin

In the family of gobies (*Gobiidae*) the number of species has risen to 5 in the last 150 years in Hungary (HARKA & BÍRÓ 2007). One of the spreading species is the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*), an individual of this species appeared at the 39,750th river kilometer (N47° 51' 59,11", E22° 40' 34,79") on 22nd November, 2009 (HALASI-KOVÁCS *et al.* 2011). This species possesses great ecological tolerance and is widely spread in the Ponto-Caspian region (BERG 1965). There are known populations in running waters of Danube near the shores (OȚEL 2007), and in River Metsamor in the catchment area of the Caspian Sea (Armenia) (GABRIELIAN 2001). Concerning its habitat, the epipotamal section of R. Szamos differs from the habitat features described at its region of origin (GEORGHIEV 1964, MARKOVA 1962, KEVREKIDIS *et al.* 1990). From a zoogeographic point of view the appearance of the species in the River Szamos is a great transition. Up to date this is the farthest observation of the species in freshwater, this is 1940 river kilometers away from the mouth of Danube at the Black Sea. Due to its mosaic appearance it is highly likely that this species reached Szamos not by active migration, but unintentional or

illegal settling. As we succeeded in detecting its presence after a powerful flood in autumn, our suggestion is that it may drifted from the Romanian section of R. Szamos.

#### 4.2.1.2. *Study of species turnover in fish assemblages*

According to *ST* values derived from species turnover calculations, a huge change was detected in the species composition between 1994 and 2000, the date of pollution. From the detected 12-12 species in the two years 10 totally exchanged and an absolutely new species structure emerged. Also enormous changes occurred between 2000 and 2004, and 2000 and 2009. At this time we found locally new species repeatedly in great numbers. The number of new species in 2004 and 2009 comparing to 2000 (16 and 22) exceeded the number of registered species in 2000 (12). Indicating the regeneration process of the living environment of R. Szamos, only a single species (schraetzer - *Gymnocephalus schraetser*) – which was verified before the pollution – could not be detected in 2004. However, the schraetzer is one of those species, whose population was severely degraded by the pollution. Comparing to the species structure of 1994 there were no absent species in 2009, what is more, the 17 appeared species were notable as most of them are under some level of protection.

According to our comparisons the smallest change in species composition was detected between 2004 and 2009, which was not surprising, as there were no such drastic impacts on the fauna of R. Szamos in this period like the one in 2000.

#### 4.2.1.3. *Study of similarity of fish assemblages*

In order to support the results, I calculated similarity based on presence-absence (Jaccard-index) between species structures in the same years. As expected, the least similarity was detected between 1994 and 2000, and the strongest similarity in species composition happened to occur between 2004 and 2009, when the intensity of the changes in species composition decreased with time after pollution. Just like in the previous analyses, between 2000 and 2004, and 2000 and 2009 light similarity was detected between species compositions, however similarity between the starting and the finishing dates of our survey and the one before the pollution is bigger. The given results fully confirmed the results of the previous analyses.

When comparing years, the outcome was always a similarity value above 0.5. In case of following years, the *JC* value was also high, 0.6 and 0.81 respectively. These indicated that a slow but continuous species turnover was in process in the fish fauna of R. Szamos.

#### 4.2.1.4. Study of functional guilds

The change in species structure can be monitored also using guilds of species. Enlisting the species into functional guilds followed the work of HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ (2011).

The positive and negative directions are showed by the origin of species (1) and the rate of native and adventive species. It is well known, that in case of modified or changed ecological systems, the adventive species – given their wider tolerance – colonize faster a given habitat (COPP *et al.* 2005). Analysing the origin of species showed that features of the studied section of R. Szamos was not advantageous for adventive species. However HARKA (1995) did not observed any, in the year of pollution the frequency of adventive species reached 15% (GYÖRE *et al.* 2001), concerning the character of the river, it meant a significant difference. In period between 2004 and 2009 the rate of adventive species could not reach 1% in any of the years, which was – being aware of tendencies in our inland waters – satisfying.

According to the favour of species considering specific flow rates (2) R. Szamos has high flow rates, favourable by especially rheophilic species. It is notable that in 1994 the rate of individuals of rheophilic and eurytopic species was near in balance, and however the eurytopic species were greater in number, the presence of stagnophilic species was negligible. In the year of pollution this composition changed a lot, the rate of rheophilic species decreased drastically (from 47.41% to 1.59%), while the rate of the already frequent eurytopic species started to increase. In 2004 the frequency of stagnophilic species decreased nearly to the level experienced in 1994 and showed similar values till the end of the period of the survey. Their place were taken by rheophilic and eurytopic species, the frequency of eurytopic species was the highest at this point (84.97%). Based on the analyses it can be noted that after such ecological catastrophe certain species (in this case eurytopic species) are ready to successfully take advantage on changes in the system. Between 2004 and 2006 a regenerating process was observable, that – concerning the proportions – made the system similar to the pre-pollution state, on the other hand, a solid fracture could be observed between 2006 and 2007, which ended the previous process. After 2007 a similar tendency could be observed like the one between 2004 and 2006.

At last, which made the ecological specialization analyses (3) of species reasonable was the fact, that after a strong perturbation one could suspect the dominance of generalist and disturbance-tolerant species, a decrease in their numbers and increasing number of specialist species would verify positive changes, a regenerating process or its beginning.

Based on ecological specialization in 1994, approximately all three groups were present in the same proportion. A powerful change occurred in this case too in the year

of pollution, the number of disturbance-tolerant species increased, while in case of generalists (17.46%) and specialists (15.87%) this number significantly decreased. In 2004 the disturbance-tolerant species followed to increase in number, the presence of the other two groups was reduced to 10-10% respectively. After 2004 a similar regeneration could be observed as the previous one, and the solid fracture in continuity in the former grouping was notable here as well. In addition, after 2007 the presence of generalists and specialists started to slowly strengthen with the concurrent decrease of disturbance-tolerant species. In the last sampling year the different groups of species could not reach the state characteristic for 1994, although we could not exclude the possibility to have a similar or even better group composition emerged later on.

#### 4.2.1.5. Changes in the species abundance

I analyzed the change of abundance data according to the relative abundance. On the rank-abundance curves of species compositions of the single years we could universally observe that in every sampling period there was one dominant and some subdominant species, however the majority of the species were in smaller and almost the same proportion. In 1994 the Danube whitefinned gudgeon (*Romanogobio vladykovi*) was dominant, but after the pollution this role was obviously taken by the disturbance-tolerant bleak (*Alburnus alburnus*). The dominance of bleak was solid during the samplings, but its abundance – although with small discontinuity – started to decrease with years. The dominant Danube whitefinned gudgeon and the subdominant chub (*Squalius cephalus*) and barbel (*Barbus barbus*) were the most abundant in 1994, although in 2000 these could not be detected. Their population likely suffered severe damages, although because of the regenerating ability of the species, between 2004 and 2009 these regained a subdominant role. Indicating the improvement of water quality, the relative abundance of spirlin (*Alburnoides bipunctatus*) and zingel (*Zingel zingel*) – which are susceptible to environmental harms – increased since 2004 (SZEPESI & HARKA 2007). The presence of these species have not been published in this section of R. Szamos before.

The presence and absence of different fish families can also be helpful detecting changes in a watercourse, because in most of the cases – with only few exceptions –, individuals of the same family have similar preferences. Between 2004 and 2009 we registered 11 fish families in total. The relative abundances of species in these families have been square root transformed and I ordinated them based on the sampling years, using Principal Component Analyses (PCA). From our sampling dates, in the years nearer to the time of pollution the most dominant species were from families of *Cyprinidae* and *Esocidae*, these families are less sensitive to environmental harms. In



our last sampling year however species from families of *Petromyzontidae*, *Acipenseridae*, *Lotidae* and *Percidae* were dominant. These families are much more sensitive to environmental harms than the above ones. According to my assessment, a significant taxon enrichment process could be observed towards 2009, verifying the positive changes.

To compare species composition of the different sampling years I made hierarchic classification from relative abundance data using cluster analysis (with Euclidean distance and Unweighted Pair-Group Method with Arithmetic Mean (UPGMA)) (PODANI 1997). The cluster analysis supported the high similarity between species compositions of years 2006 and 2009 and the similarity of these to the original pre-pollution state. According to the relative abundance of species there was high similarity between years of 2004-2005 and 2007-2008, in addition, they were more similar to the relative abundance of the year of pollution, than the state found in 1994. This analysis also verified the connections found in case of functional guilds, that is, based on species composition of 2006 and 2009 an improvement could be observed. On the other hand, this tendency of improvement seemingly stopped in 2007 and 2008, as in these years the species composition was more similar to the one experienced in 2000, as if a new external negative effect had been in progress in R. Szamos.

I tried to confirm the results of cluster analysis with a principal coordinates analysis (PcoA) using the relative abundance data of species compositions of the different years (using Bray-Curtis distance matrix). The results of principal coordinates analysis supported the results of cluster analysis and the previous analyses as well. Species compositions of years 1994 and 2000 strikingly differed from each other in this case too. According to the X axis the different years could be split in two parts. It was notable that the years of 2004-2005 and 2007-2008 were very similar pairwise and to each other as well, furthermore, they were more similar to the year of pollution, than to the year 1994. Years of 2006 and 2009 were in a separate group too and they showed similarity to the data of 1994.

As a conclusion, based on changes in abundance data our sampling years could be separated from both years of pre-pollution (1994) and pollution (2000). Considering species abundance, the years 2006 and 2009 were striking and showed great similarity to each other. The previous years (2004-2005 and 2007-2008) were also very similar. Based on these results, we suggest that the change in species structure was not continuous. The species structure in 2007 was similar to the state of 2004-2005, which was a setback considering the structure in 2006. The fact that in 2009 the structure was similar to the state in 2006 shows, that although a fracture could be observed in the pace of fish fauna dynamics it was not permanent and the path of change was not altered.

#### 4.2.2. *Changes in biodiversity*

Before considering to create a theory involving the tendencies detected during the analysis of species structure, I found it necessary to analyse biodiversity as well. Among the diversity indices I used Berger-Parker index ( $d$ ), being sensitive for abundant species, and Shannon-Wiener index ( $H$ ), which is sensitive for rare species, and conducted the analyses on yearly data (TÓTHMÉRÉSZ 1997).

According to the Shannon-Wiener diversity – which is the most frequently used index for groups of organisms, and thus for fish – in 2006 the biodiversity of R. Szamos exceeded the pre-pollution state of 1994. The solid fracture however experienced in the previous analyses, manifested in biodiversity as well. In 2007 both the number of individuals and species decreased, but later an improvement started to unfold. The Berger-Parker index showed similar results as the Shannon-Wiener index. The lowest values were provided by the sampling years of 1994 (pre-pollution), 2006 and 2009.

We suggest that during the six years of our study two processes affected significantly the values of diversity indices. First, the number of species increased between 2004-2006 (23 → 27) and 2007-2009 (23 → 29), and the abundance of the dominant species (bleak) – although with small discontinuity – decreased during the years.

#### 4.2.3. *The evaluation of fish fauna*

##### 4.2.3.1. *The qualification of fish fauna on the basis of conservation values*

The Hungarian National Biodiversity-monitoring System (NBmR) offers a current version of qualifying system, suggested by GUTI (1993, 1995) for the qualification of fish fauna from an environmental protection view (SALLAI *et al.* 2008). Fauna lists of different habitats are qualified simply through the expression of their natural value. The absolute conservation value of the fauna ( $T_A$ ) represents the quantity of the threatened and native species, while the relative conservation value of the fauna ( $T_R$ ) represents their proportion.

Unfortunately, there are no quality categories assigned to the values, which is a flaw of the system. In order to make a comparison possible for the values of R. Szamos, I conducted the qualification based on our study of Upper-Tisza in 2008 (ANTAL & CSIPKÉS 2010), and on the partial results of fish fauna survey conducted on the whole Hungarian section of Tisza in 2009 (GYÖRE & JÓZSA 2010) as well. The two sections of R. Tisza at Tiszabecs and Lónya were in the similar distance away from the mouth of Tisza-Szamos, and thus I used the results of these two sampling locations in case of our (ANTAL & CSIPKÉS 2010) study and the work of Györe and Józsa in 2009

(GYÖRE & JÓZSA 2010). Comparing the results provided by R. Szamos, based on the absolute conservation value of the fauna, in 2008 the fish fauna of R. Szamos fell away from the Tiszabecs section of the R. Tisza, but was way better comparing to the section at Lónya. In 2009 the  $T_A$  value of R. Szamos reached a high value characteristic for the Upper-Tisza and highly exceeded the one at the section of Lónya.

Based on the given results the changes in quality of the fish fauna in case of both  $T_A$ , and a  $T_R$  were monitorable. In the year of pollution and between 2006-2007 a setback was experienced, on the other hand, between 2004-2006 and 2007-2009 an improvement was detected.

#### *4.2.3.2. The qualification of fish fauna on the basis of $EQI_{HRF}$*

Fishes are one of the biological qualifying components marked by the WFD. HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ (2011) created a qualifying method for fish, based on fish database collected from 193 inland water bodies in 2005 and named it  $EQI_{HRF}$  (Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes).

Considering the species composition of the fish fauna and according to the qualification, the studied section of R. Szamos was of moderate quality in 2005. The drastic changes in species composition in the year of pollution can be detected using this qualification as well. In 2000 the qualification places the given section of the water body in bad quality category, a significant degradation occurred. In 2004 however R. Szamos was considered to be of moderate quality and after this date in all of our sampling years it had good quality. These results showed slow, but continuous improvement. As earlier, we found this improvement to stop once again in 2007, the qualifying score of the section decreased a bit at this time, later values however – in the same given category – started to rise again. In 2006 and 2009 the qualified value approached the lower border of the high quality category, which is gratifying, especially because in the 90's the R. Szamos was considered to be the mostly spoiled among the tributaries of R. Tisza (SÁRKÁNY-KISS & MACALIK 1999).

Results of qualification were in concordance with the results of my previous analyses, and without any doubt these indicated a regenerating process in the river to be started after the pollution. This was obvious in case of fish fauna as well, while this process was relatively fast considering food organisms of fish, when it comes to fishes it was a slow, long-term process. Based on the observed drastic changes in species composition, my point of view is that, the species composition will never be the same like before the pollution. It was unequivocal however, that according to our analyses, the fish assemblage of R. Szamos in the last sampling year was much more diverse, enriched in taxons and better in quality than previously.

### 4.3. Assessing the results of water chemistry analyses

According to the results of fish fauna survey, where a regeneration was observed in the number of individuals and species, an improvement in the chemical quality of the water was also highly likely. I sought for changes in the chemical quality of the water and the chemical background of the adverse processes experienced between 2006 and 2007.

For purposes of analyses I used water chemistry data provided by the Laboratory of Environmental Protection, Nature Conservation and Water Authority, Trans-Tiszanian Region, and the Upper-Tisza Regional Environmental and Water Directorate. For analyses besides cyanide [CN] I investigated for concentrations of zinc [Zn], cadmium [Cd], manganese [Mn], nickel [Ni], lead [Pb], copper [Cu] and iron [Fe], which are the most common and frequently discussed metal pollutants in the international literature.

As shown by the charts in case of most of the heavy metals a significant decrease could be detected during the years. The decreasing process in iron, manganese and the cyanide concentrations showed high, while lead, zinc and cadmium concentrations showed normal significance levels. The concentration of nickel showed also a decreasing tendency, although it proved not to be significant. As a contrary, the concentration of copper significantly increased in the sampled years.

The chemical analyses of water samples supported the theory that the improvement in water quality might played an important role in the considerable amelioration of fish fauna. This theory proved to be confirmed primarily in the last years of our survey. In my opinion, this improvement resulted mainly from most mines being closed in the mountains of Nagybánya (Baia Mare), that have been operating for hundreds of years (WILHELM *et al.* 2009).

During my analyses, in the improving progress of fish structure quality, biodiversity and the quality of watercourse I detected a setback in 2006 and 2007, of which I speculated it might have been the result of an external harmful effect. I found one of the possible explanations of the phenomenon not in scientific literature, but in media. In summer 2007 one of the slop water carrying pipes of the national REMIN mining company cracked near Nagybánya and 8 m<sup>3</sup> of wastewater – containing cyanide and heavy metals – contaminated R. Zazár, the tributary of R. Szamos.

Although according to the press release of the Ministry of Rural Development, the pollution caused no international threat, this statement is more than doubtful considering the watercourses (URL1, URL2). Based on the hourly data of the Upper-Tisza Regional Environmental and Water Directorate and our sampling results, we suggest that in contrary to the press release this moderate pollution might still had an effect passing through the borderline.

The restarted regeneration of the fish fauna after 2007 was possibly related to the changes in heavy metal concentrations. The biggest problem considering heavy metals is that they accumulate in the living organisms (SOLÀ *et al.* 2004, EBRAHIMPOUR *et al.* 2011, YI *et al.* 2011) and in sediment as well (MACKLIN *et al.* 2003, KRAFT *et al.* 2006, OSÁN *et al.* 2007, TAGHINIA HEJABI *et al.* 2011). In the years before 2007 the concentration of many metals (iron, manganese, lead, nickel) was generally higher, while in the years later the concentration of the most heavy metals was lower than previously. My assumption is that this had a favourable effect on fish too, as they suffered from much less heavy metal pressure. However the concentration of copper among metals was an exception to this, but according to many publications the copper is among the least limiting metals concerning fish (MATASIN *et al.* 2011a, 2011b).

The drop in the amount of heavy metals in Szamos was possibly related to the decreased activity of mining. Based on the measured factors, the water quality in our sampling period increased obviously and this was indicated by the fish composition as well. However the backwaters near R. Tisza and R. Szamos undoubtedly played a primary role in the regeneration of fish populations (TELCEAN & CUPŞA 2009, ANTAL & CSIPKÉS 2010), this improvement would not have been possible without better water quality in the upper regions.

As the changes in species composition were obviously verified by the results of water chemical analyses in our mid-term survey, we support that fishes have a certain role among species suitable for WFD qualification.

### **Summary of the new scientific results**

New scientific results about changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos are summarized in the followings:

- The level of changes in the structure of fish assemblage based on similarities in species changes and species pattern were quantified.
- The different population processes after the pollution based on functional guilds and rates of abundance were detected.
- The changes in fish assemblage quality using qualifying methods based on biodiversity and fish assemblage were detected.
- The results of the water chemical measurements supporting unequivocally the alterations in the species structure were demonstrated.
- On the basis of the results of our survey it can be stated that the regeneration potential of the River Szamos could overcome the effects of this huge ecological disaster.

- According to the new data we supported that using fishes as biological elements for qualification by Water Framework Directive is justified.
- We reported the first record of the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) in both River Szamos and the Carpathian basin.

## FELHASZNÁLT IRODALOM / REFERENCES

- ANTAL L., CSIPKÉS R. (2010): Natura 2000-es halfajok állományfelmérése a Felső-Tiszán. – *Hidrológiai Közlöny* 90/6: 5–7.
- BERG, L.S. (1965): Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries. Vol. III. 4<sup>th</sup> ed. Israel Program for Scientific Translation, Jerusalem, pp. 510.
- TER BRAAK, C.J.F., ŠMILAUER, P. (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power Ithaca, NY, USA.
- COPP, G.H., BIANCO, P.G., BOGUTSKAYA, N.G., ERŐS, T., FALKA, I., FERREIRA, M.T., FOX, M.G., FREYHOF, J., GOZLAN, R.E., GRABOWSKA, J., KOVÁČ, V., MORENO-AMICH, R., NASEKA, A.M., PEÑÁZ, M., POVŽ, M., PRZYBYLSKI, M., ROBILLARD, M., RUSSELL, I.C., STAKÉNAS, S., ŠUMER, S., VILA-GISPERT, A., WIESNER, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? – *Journal of Applied Ichthyology* 21: 242–262.
- EBRAHIMPOUR, M., POURKHABBAZ, A., BARAMAKI, R., BABAEI, H., REZAEI, M. (2011): Bioaccumulation of Heavy Metals in Freshwater Fish Species, Anzali, Iran. – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87: 386–392.
- FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R., ANGERMEIER, P.L. (1990): Fish communities as indicators of environmental degradation. p. 123–144. In: ADAMA, S.M. (ed.): Biological Indicators of Stress in Fish. American Fisheries Society, Symposium 8, Bethesda, Maryland.
- FROESE, R., PAULY, D. (eds.) (2012): FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (10/2012).
- GABRIELIAN, B. K. (2001): An Annotated Checklist of Freshwater Fishes of Armenia. – *Naga, The ICLARM Quarterly* 24/3-4: 23–29.
- GEORGHIEV, J.M. (1964): Some new and little known bullheads (Gobiidae, Pisces) to Bulgarian ichthyofauna. – *Izvestiia - Institut po ribni resursi - Varna* 4: 189–206.
- GRAPHPAD SOFTWARE (2007): GraphPad Prism version 5.01 for Windows, GraphPad Software, San Diego California USA, [www.graphpad.com](http://www.graphpad.com)
- GULYÁS P. (2002): A Szamos és a Tisza folyók romániai eredetű cianid-szennyezése által okozott környezeti és természeti károk felmérésének eredményei. – *Acta biologica debrecina: Supplementum oecologica hungarica* 11/2: 37–66.
- 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 Budapest* 27-28: 153–158.
- GYÖRE K., JÓZSA V., SPECZIÁR A., TURCSÁNYI B. (2001): A Szamos és a Tisza folyók romániai eredetű cianid-szennyezéssel kapcsolatos halállomány felmérése. – *Halászatfejlesztés* 26: 110–152.

- GYÖRE K., JÓZSA V. (2010): A Tisza halközösségének monitorozása 2009-ben. – *Pisces Hungarici* 4: 39–59.
- HALASI-KOVÁCS B., TÓTHMÉRÉSZ B. (2007): Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. – *Hidrológiai Közlöny* 87/6: 179–182.
- HALASI-KOVÁCS, B., ANTAL, L., NAGY, S.A. (2011): First record of a Ponto-caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. – *Cybium* 35/3: 257–258.
- HALASI-KOVÁCS B., TÓTHMÉRÉSZ B. (2011): A hazai vízfolyások halegyütteseken alapuló és a víz keretirányelv előírásainak megfelelő ökológiai minősítési rendszere. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 25: 77–100.
- HAMMER, O., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. – *Palaeontologia Electronica* 4/1: 9.
- HARKA Á. (1995): A Szamos halfaunája. – *Halászat* 88/1: 14–19.
- HARKA, Á., BÍRÓ, P. (2007): New patterns in danubian distribution of pon-to-caspian gobies – a result of global climatic change and/or canali-zation? – *Electronic Journal of Ichthyology* 3: 1–14. – <http://ichthyology.tau.ac.il>
- HARKA Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. – *Halászat* 104/3-4: 99–104.
- KEVREKIDIS, T., KOKKINAKIS, A.K., KOUKOURAS, A. (1990): Some aspect of the biology and ecology of *Knipowitschia caucasica* (Teleostei: Gobiidae) in the Evros Delta (North Aegean Sea). – *Helgolander Meeresunters* 44: 173–187.
- KOTTELAT, M., FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. – Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- KRAFT, C., VON TÜMPLING, W. JR., ZACHMANN, D.W. (2006): The effects of mining in Northern Romania on the heavy metal distribution in sediments of the rivers Szamos and Tisza (Hungary). – *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34: 257–264.
- LASNE, E., BERGEROT, B., LEK, S., LAFFAILLE, P. (2007): Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire Basin (France). – *River Research and Applications* 23/8: 877–890.
- LÁSZLÓFFY W. (1982): A Tisza (vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerekben). – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 610.
- MACKLIN, M.G., BREWER, P.A., BALTEANU, D., COULTHARD, T.J., DRIGA, B., HOWARD, A.J., ZAHARIA, S. (2003): The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramureş County, upper Tisa Basin, Romania. – *Applied Geochemistry* 18: 241–257.
- MARKOVA, E. P. (1962): Some data on the distribution of new Caspian colonizers in the Aral sea. – *Byulletin Moskovskoe Obshchestvo Ispytatelei Prirody Otdel Biologicheskii* 5: 130–132.



- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 1023.
- MATASIN, Z., ORESCANIN, V., JUKIC, V.V., NEJEDLI, S., MATASIN, M., TLAK GAJGER, I. (2011a): Heavy Metals in Mud, Water and Cultivated Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*) and Bighead Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) from Croatia. – *Journal of Animal and Veterinary Advances* 10/8: 1069–1072.
- MATASIN, Z., IVANUSIC, M., ORESCANIN, V., NEJEDLI, S., TLAK GAJGER, I. (2011b): Heavy Metal Concentration in Predator Fish. – *Journal of Animal and Veterinary Advances* 10/9: 1214–1218.
- MEADOR, M.R., CARLISLE D.M. (2007): Quantifying tolerance indicator values for common stream fish species of the United States. – *Ecological Indicators* 7/2: 329–338.
- MEZŐSI G. (2011): Magyarország természetföldrajza. – Akadémiai Kiadó, pp. 394.
- MSZ 1484-3:1998: Vízvizsgálat. Az oldott, a lebegőanyaghoz kötött és az összes fém tartalom meghatározása AAS- és ICP-OES-módszerrel.
- MSZ 1484-3:2006: Vízvizsgálat. 3. rész: Az oldott, a lebegő anyaghoz kötött és az összes fém tartalom meghatározása AAS- és ICP-OES-módszerrel.
- NELSON, J.S. (1994): Fishes of the World. 3rd Edition. – John Wiley & Sons, New York, pp. 600.
- OSÁN, J., TÖRÖK, SZ., ALFÖLDY, B., ALSECEZ, A., FALKENBERG, G., BAIK, S.Y., VAN GRIEKEN, R. (2007): Comparison of sediment pollution in the rivers of the Hungarian Upper Tisza Region using non-destructive analytical techniques. – *Spectrochimica Acta Part B* 62: 123–136.
- OȚEL, V. (2007): Atlasul peștilor din Rezervația Biosferei Delta Dunării. – Editura Centrul de Informare Tehnologică Delta Dunării, Tulcea, Romania, pp. 481.
- PODANI J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. – Scientia Kiadó, Budapest, pp. 412.
- REGŐSNÉ KNOSKA J. (2001): A cianid-kiömlést okozó bányaszerencsétlenségek és a környezeti felelősségvállalás kérdése. Műszaki információ. – *Környezetvédelem* 3-4: 3–5.
- RELYS, V., KOPONEN, S., DAPKUS, D. (2002): Annual differences and species turnover in peat bog spider communities. – *The Journal of Arachnology* 30: 416–424.
- SALLAI Z., ERŐS T., VARGA I. (szerk.) (2008): NBmR II. Projekt: Vizes élőhelyek és közösségeik monitorozása, Halközösségek monitorozása. 2008.08.26.
- SÁLYI G., CSABA GY., GAÁL NÉ DARIN E., OROSZ E., LÁNG M., MAJOROS G., KUNSÁGI Z., NIKLESZ CS. (2000): A Szamoson és a Tiszán levonult cianid- és nehézfém szennyezés hatása a vízi élővilágra, különös tekintettel a halakra. – *Magyar állatorvosok lapja* 122/8: 493–500.

- SÁRKÁNY-KISS, A., MACALIK, K. (1999): Conclusions of the River Someş/Szamos researches. p. 343–347. In: SÁRKÁNY-KISS, A., HAMAR, J. (eds.): The Someş/Szamos River Valley. Tiscia monograph series 3.
- SOLÀ, C., BURGOS, M., PLAZUELO, Á., TOJA, J., PLANS, M., PRAT, N. (2004): Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). – *Science of the Total Environment* 333: 109–126.
- SOLDÁN, P., PAVONIČ, M., BOUČEK, J., KOKES, J. (2001): Baia Mare Accident–Brief Ecotoxicological Report of Czech Experts. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* 49: 255–261.
- STATSOFT, INC. (2007): STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- SZEPESI ZS., HARKA Á. (2007): Egy mesterséges kisvízfolyás, a mátraaljai Cseh-árok halfaunájának jellegzetességei, és az *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) helyi populációjának vizsgálata. – *Pisces Hungarici* 2: 117–127.
- SZÓKE S., IMRE A. (2000): Tájékoztató a Tisza és Szamos 2000 első negyedében bekövetkezett rendkívüli szennyezéseiről és hatásairól, a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség működési területén. – *Budapesti Közegészségügy* 32/3: 227–238.
- TAGHINIA HEJABI, A., BASAVARAJAPPA, H.T., KARBASSI, A.R., MONAVARI, S.M. (2011): Heavy metal pollution in water and sediments in the Kabini River, Karnataka, India. – *Environmental Monitoring and Assessment* 182: 1–13.
- TELCEAN, I.C., CUPŞA, D. (2009): The backwaters and drainage canals as natural refuges for the lowland rivers' fishfauna (Someş, Crişuri, and Mureş Rivers - north-western Romania). – *Biharean Biologist* 3/1: 37–44.
- TÓTHMÉRÉSZ B. (1997): Diverzitási rendezések. – Scientia Kiadó, Budapest, pp. 98.
- WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000): Directive of European Parliament and of the Council 2000/60/EC – Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. – *Official Journal of the European Communities* L 327: 1–72.
- WILHELM S., GYÖRE K., ARDELEAN G. (2009): A Zazár folyó (Săsar) medencéje hal-közösségének felmérése. – *Pisces Hungarici* 3: 103–106.
- YI, Y., YANG, Z., ZHANG, S. (2011): Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. – *Environmental Pollution* 159: 2575–2585.
- URL1: <http://www.mr1-kossuth.hu/hirek/itthon/nehezfem-es-cianyszennyez-es-a-szamos-egyik-mellekfoolyo-ja.html>
- URL2: <https://hirkozpont.magyarorszag.hu/sajtokozlomenyek/fodor20070829.html>

## TUDOMÁNYOS TEVÉKENYSÉG JEGYZÉKE

**Az értekezés témakörében, impakt faktorral rendelkező folyóiratban megjelent publikációk jegyzéke:**

ANTAL L., HALASI-KOVÁCS B., NAGY S.A. (2013): Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos/Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. – *North-Western Journal of Zoology* 9/1: in press. **IF(2011): 0.747**

HALASI-KOVÁCS B., ANTAL L., NAGY S.A. (2011): First record of a Ponto-caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. – *Cybium* 35/3: 257–258. **IF: 0.404**

**Az értekezés témakörében impakt faktorral nem rendelkező, lektorált folyóiratban megjelent publikációk jegyzéke:**

HALASI-KOVÁCS B., ANTAL L. (2011): Új ponto-kaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. – *Halászat* 104/3-4: 120–128.

HALASI-KOVÁCS B., ANTAL L. (2010): A Szamos halfaunájának változása a 2000. évi cianidszennyezés után. – *Pisces Hungarici* 4: 61–74.

ANTAL L., CSIPKÉS R. (2010): Natura 2000-es halfajok állományfelmérése a Felső-Tiszán. – *Hidrológiai Közlöny* 90/6: 5–7.

**Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke:**

HALASI-KOVÁCS B., ANTAL L. (2010): A Szamos halfaunájának változása a 2000. évi cianidszennyezés után. – *I. Tiszafüredi Halas Fórum*, 2010. július 9., Tiszafüred.

**Az értekezés témakörében készült poszter-előadások jegyzéke:**

ANTAL L., CSIPKÉS R. (2009): Natura 2000-es halfajok állományfelmérése a Felső-Tiszán. – *LI. Hidrobiológus Napok*, 2009. szeptember 30. - október 2., Tihany.

**Egyéb megjelent publikációk jegyzéke:**

SÁRKÁNY-KISS A., HERCZEG I., PALOMBI B., GRIGORSZKY I., ANTAL L., BÁCSI I., MOZSÁR A., KALMÁR A.F., NAGY S.A. (2012): Toxicity tests of chlorinated hydrocarbons on the river mussel, *Unio crassus* (Bivalvia, Unionidae). – *North-Western Journal of Zoology* 8/2: 358–361. **IF(2011): 0.747**

- HARKA Á., ANTAL L., MOZSÁR A., NYESTE K., SZEPESI ZS., SÁLY P. (2012): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) növekedése a Közép-Tisza vidékén. – *Pisces Hungarici* 6: 55–58.
- MOZSÁR A., ANTAL L., BOROS G., †TÁTRAI I. (2011): Mindenevő pontyfélék foszforforgalomban betöltött szerepe. – *Pisces Hungarici* 5: 61–72.
- HALASI-KOVÁCS B., SALLAI Z., ANTAL L. (2011): A Berettyó hazai vízgyűjtőjének halfaunája és halközösségeinek változása az elmúlt évtizedben. – *Pisces Hungarici* 5: 43–60.
- ANTAL L., MOZSÁR A., CZEGLÉDI I. (2011): Különböző hasznosítású Tisza-menti holtmedrek halfaunája. – *Hidrológiai Közlöny* 91/6: 11–14.
- LÖVEI G.ZS., ANTAL L. (2010): Tisza-menti holtmedrek ökológiai állapotának elemzése helyszíni vízvizsgálatok alapján. – *Hidrológiai Közlöny* 90/6: 96–99.
- MOZSÁR A., ANTAL L., LÖVEI G.ZS. (2009): A Tisza-tó tiszavalki medencéjében lévő holtmedrek halfaunája, valamint a természetvédelmi értékesség megítélése. – *Pisces Hungarici* 3: 161–166.
- ANTAL L., CSIPKÉS R., MÜLLER Z. (2009): Néhány víztest halállományának felmérése a Kis-Balaton térségében. – *Pisces Hungarici* 3: 95–102.
- 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.
- 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., SÁLY P., ANTAL L. (2007): Adatok a Tisza-tó egynyaras (0+) compóinak (*Tinca tinca* L.) növekedéséről. – *Pisces Hungarici* 1: 102–105.
- BERECZKI CS., TAKÁCS P., ANTAL L. (2005): Egy őshonos és egy invázív halfaj morfológiai vizsgálata. – *Halászatfejlesztés* 30: 99–107.