



1949

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

Egyetemi doktori (Ph.D.) értekezés

**ANTAL LÁSZLÓ**

Témavezető:

Dr. Nagy Sándor Alex, egyetemi docens

Debreceni Egyetem  
Természettudományi Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2013

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

[indián közmondás]

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2013-03-04

.....  
Antal László  
jelölt

Tanúsítom, hogy Antal László doktorjelölt 2007-2010 között a fent megnevezett Doktori Iskola Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2013-03-04

.....  
Dr. Nagy Sándor Alex  
témavezető

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

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében,  
Környezettudomány tudományágban

Írta: *Antal László* okleveles biológus/ökológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
*Hidrobiológia* programjának keretében.

Témavezető: *Dr. Nagy Sándor Alex*

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: *Dr. Szabó József* .....

tagok: *Dr. Teszárné Dr. Nagy Mariann* .....

*Dr. Szűcs István* .....

A doktori szigorlat időpontja: 2013. január 15.

Az értekezés bírálói:

*Dr.* .....

*Dr.* .....

*Dr.* .....

A bírálóbizottság:

elnök: *Dr.* .....

*Dr.* .....

tagok: *Dr.* .....

*Dr.* .....

*Dr.* .....

*Dr.* .....

*Dr.* .....

Az értekezés védésének időpontja: 20... ..

## Tartalom

1. Bevezetés.....	1
1.1. Témafelvetés .....	1
2. Célkitűzések .....	3
3. Irodalmi áttekintés.....	4
3.1. A Szamos halfaunája a cianid- és nehézfém szennyezés előtt .....	5
3.2. A Szamost ért cianid- és nehézfém szennyezés .....	7
3.3. A szennyezés hatása a Szamos élővilágára .....	10
4. Anyag és módszer .....	16
4.1. A Szamos és a mintavételi terület bemutatása .....	16
4.2. A mintavétel .....	18
4.3. Vízkémiai vizsgálatok .....	20
4.4. Alkalmazott statisztikai módszerek.....	21
5. Eredmények és értékelésük .....	23
5.1. A halfaunisztikai vizsgálatok eredményei.....	23
5.2. Az eredmények értékelése.....	29
5.2.1. Fajösszetételbeli változások .....	29
5.2.1.1. A kaukázusi törpegéb megjelenése a Kárpát-medencében	29
5.2.1.2. Fajkicserélődés mértékének vizsgálata .....	33
5.2.1.3. Hasonlóság mértékének vizsgálata.....	35
5.2.1.4. Funkcionális guildok vizsgálata .....	36
5.2.1.5. A tömegességi viszonyok változása.....	40
5.2.2. A biodiverzitás változása .....	49
5.2.3. A halfauna minősítése .....	51
5.2.3.1. A halfauna természetvédelmi szempontú értékelése.....	51
5.2.3.2. A halfauna minősítése az EQI <sub>HRF</sub> alapján .....	53
5.3. A vízkémiai vizsgálatok eredményeinek értékelése.....	56
6. Összefoglalás.....	63
7. Summary .....	69
8. Köszönetnyilvánítás .....	75
9. Felhasznált irodalom .....	76
10. Tudományos tevékenység jegyzéke .....	95

# 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 magyarországi halfauna vizsgálata már egészen korán, a 19. században elkezdődött, sőt bizonytalan adatok már a középkorból is rendelkezésünkre állnak, így a halak állományának alakulása viszonylag jól nyomon követhető (KRIESCH 1868, HERMAN 1887, VUTSKITS 1918, VÁSÁRHELYI 1961).

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.

## 1.1. Témafelvetés

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, MEZÖSI 2011). Így

volt ez 2000-ben is, amikor Európa egyik legnagyobb környezeti katasztrófája következett be.

A 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 fémkomplexekből összetevődő szennyezés rendkívüli károkat okozott levonulási útvonalának teljes vízi ökológiai rendszerében. A cianid koncentrációjának igen magas csúcserőke (32,6 mg l<sup>-1</sup>) alapján valószínűsíthető lehetett 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.

A szennyezés évében történt különböző élőlénycsoportokat célzó kutatások után több munkacsoport is arra a következtetésre jutott, hogy az érintett vízfolyások ökológiai rendszereinek homeosztatisztikus állapotának újbóli kialakulásához időre lesz szükség. Ennek nyomkövetése érdekében javasolták a biológiai, azon belül elsősorban a szünbiológiai kutatások, monitorozások egyértelmű prioritását (DÉVAI *et al.* 2002, NAGY *et al.* 2002).

## 2. Célkitűzések

A Szamos halközösségének vizsgálatokor 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 guildok és tömegességi viszonyok alapján;
3. detektálni a fajösszetételben tapasztalt minőségbeli változásokat a biodiverzitás és a halközösség alapú minősítési rendszerek alapján;
4. értelmezni a vízterben párhuzamosan lejátszódó, változást okozó természetes folyamatokat és az antropogén hatásokat (szennyezés).

### 3. Irodalmi áttekintés

Az utóbbi években a halakkal foglalkozó kutatások terén komoly nemzetközi érdeklődésre tart számot az inváziós fajok terjedésének és azok ökológiai rendszerekre gyakorolt hatásainak vizsgálata (pl. COPP *et al.* 2005, HARKA & BÍRÓ 2007, GOZLAN *et al.* 2010, RESHETNIKOV & FICETOLA 2011), valamint a halfajok taxonómiai revíziója (pl. PERDICES *et al.* 2003, KOTTELAT & FREYHOF 2007, MENDEL *et al.* 2008). Előbbire folyamatos témát szolgáltatnak a pontokaspikus eredetű gébfélék, melyek nagy terjedési és kolonizációs potenciállal rendelkeznek (ERŐS *et al.* 2005, COPP *et al.* 2008, BORZA *et al.* 2009, GRABOWSKA *et al.* 2010, LUSK *et al.* 2010). Utóbbi esetén megállapítható, hogy a modern molekuláris biológiai technikák széleskörű elterjedésének köszönhetően az ökológiai kutatásokban is egyre nagyobb szerephez jutnak ezek a módszerek. A halfajok DNS alapú filogenetikai vizsgálatai segítségével a korábban morfológiai különbségek alapján leírt különböző fajok revíziójára kerülhet sor. A módszerek magas költsége miatt Magyarországon ezek nem terjedtek el széleskörűen.

A társadalom tudatosságának fejlődése, valamint az EU VKI bevezetésével napjainkban egyre ritkábbak a felszíni vizeket érintő negatív hatások, így e korábban nagy publicitású téma egyre inkább háttérbe szorul (WATER FRAMEWORK DIRECTIVE 2000). Ezen hatások az egyes ipari tevékenységek intenzitásának a csökkenésével, valamint az üzemek modernizálásával vannak szoros kapcsolatban (YÜKSEK *et al.* 2006, KARBASSI *et al.* 2010, RAJA SEKHAR *et al.* 2012). Azonban a különböző iparágak folyamatos fejlesztése ellenére is előfordulnak olyan katasztrófák, mint amilyen 2000-ben a romániai eredetű cianid- és nehézfém szennyezés volt, illetve a legutóbbi tragikus esemény a 2010-es „vörösiszap szennyezés”, mely súlyos természeti károkat okozott a Torna-patak, a Marcal folyó és a Rába alsó (torkolati) szakaszának élővilágában is (HARKA 2010, TAKÁCS *et al.* 2012).

### 3.1. A Szamos halfaunája a cianid- és nehézfém szennyezés előtt

Magyarország természetes vizeinek aktuális halfaunáját az ország számos területén nem ismerjük kellően. Hazánk leginkább kutatott vízfolyásai közé a Duna és a Tisza tartozik (pl. GUTI 1997, 2007, ERŐS *et al.* 2005, 2008, SZALÓKY *et al.* 2011a,b, ill. GYÖRE *et al.* 1995, 1999, 2012, GYÖRE & JÓZSA 2010), így e folyók halállományának főbb változásai viszonylag jól nyomon követhetőek, ugyanakkor ezek mellékvizeiről jóval hiányosabb az ismeretünk.

A Szamos halfaunájáról a legkorábbi írások a 19. századból származnak (KRIESCH 1868, HERMAN 1887). Az elmúlt évszázadban kismértékben ugyan, de nőtt azon kéziratok száma, melyben említik a Szamosban előforduló halakat (VUTSKITS 1918, VÁSÁRHELYI 1960, 1961). A szennyezés előtti legutolsó faunisztikai adatokat a folyó hazai szakaszáról HARKA (1995), míg a folyó teljes szakaszáról román kollégák gyűjtései adják (BĂNĂRESCU *et al.* 1999). Ki kell emelni, hogy bár a múltban használt mintavételi eljárások nagymértékben eltérnek a napjainkban alkalmazott és előírt protokolloktól, továbbá a felmérések többsége hivatkozik korábbi adatokra, a horgászok és a halászok tapasztalataira, valamint a Szamost kísérő állóvizek fauna adataira is, mégis fontos faunisztikai alapadatokat szolgáltatnak a tudomány számára.

A Szamos teljes szakaszáról a szennyezést megelőzően összesen 63 faj jelenlétét mutatták ki, melyek közül jelenleg 8 faj fokozottan védett, 19 faj pedig védett Magyarországon (*1. táblázat*). A fajok nevezéktana szinte folyamatosan változik, így az *1. táblázatban* a különböző művekben szereplő eltérő fajneveket egységesítettem, továbbá a jelenleg is érvényben lévő, elfogadott nevezéktant alkalmaztam.

1. táblázat. 1868–1999 között kimutatott fajok a Szamosból (!! - fokozottan védett, ! - védett, \* - a faji hovatartozás problémája miatt HARKA & SALLAI (2004) művét vettem alapul)

1. <i>Eudontomyzon danfordi</i> !!	33. <i>Pseudorasbora parva</i>
2. <i>Acipenser ruthenus</i>	34. <i>Rhodeus amarus</i> !
3. <i>Acipenser gueldenstaedtii</i> !	35. <i>Carassius carassius</i>
4. <i>Acipenser stellatus</i> !	36. <i>Carassius gibelio</i>
5. <i>Anguilla anguilla</i>	37. <i>Cyprinus carpio</i>
6. <i>Rutilus rutilus</i>	38. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
7. <i>Rutilus virgo</i> !	39. <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>
8. <i>Ctenopharyngodon idella</i>	40. <i>Misgurnus fossilis</i> !
9. <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	41. <i>Cobitis elongatoides</i> !
10. <i>Leuciscus leuciscus</i> !	42. <i>Sabanejewia balcanica</i> !
11. <i>Squalius cephalus</i>	43. <i>Barbatula barbatula</i> !
12. <i>Leuciscus idus</i>	44. <i>Ameiurus nebulosus</i>
13. <i>Phoxinus phoxinus</i> !	45. <i>Silurus glanis</i>
14. <i>Aspius aspius</i>	46. <i>Esox lucius</i>
15. <i>Leucaspis delineatus</i> !	47. <i>Umbra krameri</i> !!
16. <i>Alburnus alburnus</i>	48. <i>Thymallus thymallus</i> !
17. <i>Alburnoides bipunctatus</i> !	49. <i>Hucho hucho</i> !!
18. <i>Telestes souffia</i> !	50. <i>Salvelinus fontinalis</i>
19. <i>Blicca bjoerkna</i>	51. <i>Salmo trutta fario</i>
20. <i>Abramis brama</i>	52. <i>Oncorhynchus mykiss</i>
21. <i>Ballerus ballerus</i>	53. <i>Lota lota</i>
22. <i>Ballerus sapa</i>	54. <i>Cottus gobio</i> !
23. <i>Vimba vimba</i>	55. <i>Lepomis gibbosus</i>
24. <i>Pelecus cultratus</i>	56. <i>Perca fluviatilis</i>
25. <i>Chondrostoma nasus</i>	57. <i>Gymnocephalus cernua</i>
26. <i>Tinca tinca</i>	58. <i>Gymnocephalus baloni</i> !
27. <i>Barbus barbus</i>	59. <i>Gymnocephalus schraetser</i> !
28. <i>Barbus peloponnesius petenyi</i> * !!	60. <i>Sander lucioperca</i>
29. <i>Gobio gobio</i> * !	61. <i>Sander volgensis</i>
30. <i>Romanogobio vladkovi</i> !	62. <i>Zingel zingel</i> !!
31. <i>Romanogobio uranoscopus</i> !!	63. <i>Zingel streber</i> !!
32. <i>Romanogobio kesslerii</i> !!	

Az 1990-es évek vizsgálatának köszönhetően a szennyezés előtti időszakban alapvetően jól ismert a Szamosra jellemző halfauna (HARKA 1995, BĂNĂRESCU *et al.* 1999). BĂNĂRESCU *és munkatársai* (1999) a folyó teljes hosszán végezték kutatásaikat, így a dolgozatom szempontjából ez a mű leginkább informatív jellegű, mivel több olyan fajt is leírtak, melyek a pisztráng- és pérzónához köthetőek, viszont a Szamos magyarországi szakaszán ezek nem lelhetőek fel. HARKA (1995) –

hozzánk hasonlóan – a folyó hazai szakaszát vizsgálta. Közleményében ugyan szerepelnek a Szamost kísérő holtmedrekből és azok ki- és befolyóiból származó adatok is, de Harka szóbeli kiegészítése alapján pontos információnk van arról a szakaszcól (Csenger és Rápolc között), ahol vizsgálatainkat végeztük. Ezeket az Eredmények és értékelésük fejezetben részletesen bemutatom.

### 3.2. A Szamost ért cianid- és nehézfém szennyezés

Az elmúlt évszázadban számos vízfolyást, vagy annak vízgyűjtőjét nagy mennyiségű ipari eredetű nehézfém szennyezés ért (GRIFFITH 1918, ALLOWAY & DAVIES 1971, LEWIN *et al.* 1977, 1983, MACKLIN 1985, LEWIN & MACKLIN 1987, MACKLIN & KLIMEK 1992, MACKLIN *et al.* 1994, 1999, MILLER 1997, HUDSON-EDWARDS *et al.* 1999a), sajnálatos módon az elmúlt évtizedekben ennek gyakorisága csak fokozódott (BRADLEY & COX 1986, MACKLIN 1996, MARRON 1992, SWENNEN *et al.* 1994, MILLER & LECHLER 1998, MILLER *et al.* 1998, HUDSON-EDWARDS *et al.* 1999b, 2001, RAMRAJ 2001). Ezen nehézfém-szennyezések háttérében leginkább az érc- és színesfém bányászat áll, legfőképp az arany iránti szüntelen kereslet. A természetben az arany közvetlenül használható formában csak nagyon ritkán fordul elő, termelésének döntő hányadát napjainkban az alacsony aranytartalmú érctelepek bányászati tevékenysége teszi ki. A legtöbb aranybánya esetén, a feldolgozás során a meddők maradék nemesfém tartalmát cianidos technológiával nyerték ki. Ez az érckilúgozásos technológia már 1898 óta ismert. Az eljárás során először a porított érc tartalmú meddőt leggyakrabban nátrium-cianid (NaCN) oldattal kezelik, aminek hatására az arany tartalom arany-ciano-komplex  $\text{Na}[\text{Au}(\text{CN})_2]$  formájában oldatba kerül (FÖLDESSY & BÖHM 2012). Ebből az oldatból cinkpor (Zn) hozzáadásával választják le a szilárd aranyat (MUDDER *et al.* 2001). A lejátszódó folyamatok:

1.  $4\text{Au} + 8\text{NaCN} + \text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{Na}[\text{Au}(\text{CN})_2] + 4\text{NaOH}$
2.  $4\text{Na}[\text{Au}(\text{CN})_2] + 2\text{Zn} \rightarrow 4\text{Au} + 2\text{Na}_2[\text{Zn}(\text{CN})_4]$

Ez az eljárás nagy vízigénnyel jár, ezért a cianid tartalmú mosóvizek ülepítés után újra felhasználásra kerülnek, ehhez viszont nagyméretű zagy tározókra van szükség. A szennyezések háttérében legtöbbször ezen tározók gátjának sérülése, vagy átszakadása áll. Az 1990-es évek elején az USA-ban, a Colorado állambéli Summitville ércbányájából 3,5 millió m<sup>3</sup> cianid szivárgott ki a közeli Alamosa folyóba, ahol súlyos károkat okozott (PÓCSI & STÜNDL 2000, HILSON & MONHEMIUS 2006). Guyanában 1995-ben az Omai Gold Mines Limited vállalat egyik meddő tározó gátja átszakadt és 2,8-3,5 millió m<sup>3</sup> magas cianid-tartalmú zagy mosódott be az Omai folyóba, majd néhány kilométer után az Essequibo folyóba, amely a környék legnagyobb vízfolyása. A szennyezés az Omai folyó teljes élővilágát degradálta, de az Essequibo folyó esetén még nagyobb károkról adtak számot, mivel a folyó látta el a környéket ivóvízzel, így a sajnálatos esemény nem csak súlyos környezeti- és ökológiai károkat, hanem igen komoly társadalmi és gazdaságpolitikai veszteségeket is okozott (PÓCSI & STÜNDL 2000, RAMRAJ 2001). A Fülöp-szigeteken 1996-ban a Marcopper Mining Corporation vállalatnál történt cianid szivárgás, mely során 3-5 millió m<sup>3</sup> cianidos zagy került a közeli Makulapnit és Boac folyókba, mely súlyosan károsította azok élővilágát (CASTILLO *et al.* 2003). 1998-ban Spanyolország déli részén található Aznalcóllar bánya gátja átszakadt, ezáltal 5 millió m<sup>3</sup> nehézfém tartalmú iszap került a Guadiamar folyóba, mely a Világörökség részét képező Doñana Nemzeti Park közvetlen szomszédságában folyik, így nagymértékű ökológiai kárt okozott (GRIMALT *et al.* 1999). Szintén 1998-ban a kirgizisztáni Kumtor bánya mellett történt tartálykocsi szerencsétlenség, mely következtében 1700-1800 kg NaCN ömlött a Barskoon folyóba, mely Kirgizisztán legnagyobb tavába, az Iszik-köl-be torkollik. A szennyezés komoly károkat okozott levonulásának útvonalán, emberi áldozatok is voltak (CLEVEN & BRUGGEN 2000).

A romániai Nagybánya (Baia Mare) térségében működött a román- ausztrál érdekeltségű vállalat az AURUL, mely a környék színesfém bányáinál felhalmozódó meddőhányók újrafeldolgozásával foglalkozott. A vállalat egyik magas cianid tartalmú mosóvizet ülepítő tavának gátja a heves esőzések következtében 2000. január 30-án kb. 22 órakor, mintegy

25-30 méteres szakaszon átszakadt, így módon mintegy 100000 m<sup>3</sup> cianiddal és nehézfémekkel rendkívüli mértékben terhelt szennyvíz került a Zazár (Săsar) és Lápos (Lăpuș) patakokba, majd a Szamosba (Someș) (FERENC 2006). Az üleptető vize – melyben a cianid-vegyületek koncentrációja kb. 400 mg l<sup>-1</sup> volt – elsősorban nátrium-cianidot [NaCN], továbbá különböző fém-cianid-komplexeket (legnagyobb mennyiségben réz [Cu], cink [Zn], ólom [Pb]) és egyéb nehézfémeket tartalmazott (MICHNEA & GHERHEȘ 2001, IMRE & ERDELICS 2002, KRAFT *et al.* 2006).

Az 1994-ben a Duna-menti országok által aláírt Szófiai Egyezmény eredményeképpen működő, környezeti balesetekre létrehozott riasztórendszeren keresztül Románia tájékoztatta a magyar központot a szennyezett vízcsóva érkezéséről. A „méregdugó” – mely 10-12 km hosszú volt – a Szamoson keresztül február 1-én, 15 órakor érte el Magyarországot. A nemzetközi szabványokban rögzített cianid-ion mennyiségének határértékéhez (0,01 mg l<sup>-1</sup>) viszonyított csúcskoncentráció 20.30-kor döbbenetesen magas, 32,6 mg l<sup>-1</sup> volt (DÉVAI *et al.* 2002). A szennyező hullám Tunyogmatolcsnál február 2-án – minimális csökkenéssel – 30 mg l<sup>-1</sup>-es értékkel tetőzött. Délutánra elérte Olcsvaapáti térségét is, ahol a legmagasabb mért koncentráció értéke 22,5 mg l<sup>-1</sup> volt. Késő délután már a torkolat környéki Tisza szakaszon is ki lehetett mutatni a cianidot, viszont lényeges változás volt, hogy a folyamatos hígulás következtében a csúcskoncentrációk némileg csökkentek. A Tiszán a Szamos torkolat környékén 13,5 mg l<sup>-1</sup>-re csökkent a koncentráció, majd – több mint 500 km megtétele után – a mellékfolyók hígító hatása ellenére a legdélebbi magyar szelvényben, Tiszaszigetnél, még mindig 1,49 mg l<sup>-1</sup> koncentrációt lehetett mérni. A hígulás – a mellékfolyók pozitív hatása mellett – nagymértékben köszönhető volt a Közép-Tisza-Vidéki Vízügyi Igazgatóság aktív beavatkozásának is, miszerint a szennyezés megérkezése előtt több millió m<sup>3</sup> vizet tartottak vissza a Kiskörei-víztározóban (Tisza-tó), hogy annak kieresztésével tovább tudják hígítani a szennyeződést. A Tisza-tó ebben az időszakban alacsony, téli vízszintű volt, így gyors beavatkozást igényelt, hogy a tározó teret időben feltöltsék. A hígítás mellett másik fontos eredménye az volt, hogy a megemelt vízszint miatt a szennyezett

víz a főmederben maradt, így a Tisza-tó élővilága csak kisebb mértékben károsodott (LUCAS 2001). A szennyeződés február 13-án 0,5 mg l<sup>-1</sup>-es koncentrációval érte el a Dunát. A Vaskapunál – ahol ismét román területre ért a szennyezés – még mindig határérték feletti (0,045 mg l<sup>-1</sup>) értékeket mértek, majd a szennyezés végül február 25-én elérte a Fekete-tengert is (CUNNINGHAM 2005).

A cianid tartalom mellett a vízben oldott nehézfémek közül a réz volt jelen a legnagyobb, meghatározó koncentrációban (határérték: 0,1 mg l<sup>-1</sup>; Csengernél: 18 mg l<sup>-1</sup>, Tiszaszigetnél: 1,1 mg l<sup>-1</sup>) (MSZ 260-30:1992). Emellett magas koncentrációban lehetett kimutatni elsősorban cink (határérték: 0,3 mg l<sup>-1</sup>; Csengernél: 0,95 mg l<sup>-1</sup>), alacsonyabb – de még mindig magas – mennyiségben ólom és ezüst jelenlétét (MSZ 1484-3:1998). A hígulásnak köszönhetően – hasonlóan a cianidhoz – a nehézfémek koncentrációi is folyamatos csökkenést mutattak. A szennyezés jelentős részét kitevő fém-cianid komplexek általánosan vízben jól oldódóak és a környezetben stabilisak, tehát viszonylag hosszabb időn keresztül képesek változatlanul a vízben maradni. Ezeknek a tulajdonságaiknak köszönhetően nagy mennyiségben hagyták el Magyarország területét a „méregdugó” levonulásával, de így is jelentős mennyiségben kimutathatóak voltak az üledékben (legfőképp a réz) (LAKATOS *et al.* 2003, MACKLIN *et al.* 2003). A kedvező vízállásnak köszönhetően a szennyezés nem érintette a hullámtér vizes élőhelyeit és a vízfolyásokhoz közeli kutak vizsgálata alapján a szennyezés nem jelent meg a talajvízben sem (SALLAI 2002).

### 3.3. A szennyezés hatása a Szamos élővilágára

A szennyezés idején a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség (FETIKÖFE) és a Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt. (VITUKI) munkatársai végeztek folyamatos vizsgálatokat. A környezeti és természeti károk több munkacsoport általi felmérésének eredményeiről részletesen GULYÁS (2002) számolt be.

A Szamoson levonult szennyezés felbecsülhetetlen károkat okozott a folyó élővilágában, a szennyező anyagok közül a cianid okozta a legnagyobb pusztítást (DÉVAI *et al.* 2002). A cianid erős toxikus hatása az élő szervezetben annak köszönhető, hogy a citokróm *c* oxidáz enzimmel stabil komplexet képezve gátolja a sejtlégzést és szöveti hypoxiát okoz (JONES *et al.* 1984). Ennek következtében az anyagcsere folyamatok anaerob irányba tolódnak el, így az energiában gazdag vegyületek (pl. ATP) mennyisége lecsökken, ellenben a tejsavtartalom megnövekszik, majd egy bizonyos szint után acidózis kialakulását eredményezi. A teljes oxigénhiány (anoxia) a központi idegrendszer károsodását okozhatja, mely légzésbénuláshoz majd elhalálozáshoz vezet. A cianid a citokróm *c* oxidáz enzimen kívül más enzimekre (pl. metalloenzimek, peroxidáz) is negatív hatással van, ezzel is hozzájárul a súlyos tünetek kialakulásához (SOLOMONSON 1981, SCOTT *et al.* 1994, NAVEEN *et al.* 2011).

A FETIKÖFE és a VITUKI munkatársai megállapították, hogy a cianid tartalmú fém-komplexekből álló szennyezett víz toxikus hatása közvetlenül a vízi szervezetek jelentős részét érintette leginkább, melyek eltérő érzékenységek voltak a mérgező anyaggal szemben. Legérzékenyebbek a zooplankton és üledéklakó élőlények egyes csoportjai, valamint a halak bizonyultak (GYÖRE *et al.* 2001, GULYÁS 2002, IMRE & ERDELICS 2002).

A mikroszkópos biológiai vizsgálatok eredményei alapján megállapították, hogy a Szamoson és a Tisza szennyezés által érintett szakaszán a planktonikus élőlények nagymértékű pusztulása volt tapasztalható (GULYÁS 2002). Az elpusztult szervezetek százalékos aránya alapján a pusztulás mértékét a Szamoson 100%-ra becsülték, de a szennyező hullám levonulása után néhány nappal megkezdődött a víztér planktonikus élőlényekkel való benépesülése (GULYÁS 2002). A kezdeti alacsony diverzitású időszakot egy mennyiségben és minőségben is gazdagabb plankton együttes követte, viszont az állományok faji összetétele a korábbi évekhez képest jelentősen megváltozott, egy teljesen új közösség alakult ki (GULYÁS 2002, ZSUGA *et al.* 2002).

A vízi makroszkopikus gerinctelenek tekintetében is nagymértékű károsodás volt tapasztalható az egyébként is szegényes faunájú Szamoson (GULYÁS 2002). Több élőlénycsoportot vagy ki sem tudtak mutatni, vagy nagyon leromlott kondíciójú egyedeket találtak (GULYÁS 2002). A károsodott élőlénycsoportok közül a kevéssertéjű gyűrűsférgek (*Oligochaeta*), az árvaszúnyogok (*Chironomidae*), a rákok (*Crustacea*), a kérészek (*Ephemeroptera*) és a tegzesek (*Trichoptera*) sérültek leginkább (GULYÁS 2002). Viszont találtak több túlélő szervezetet is, úgymint csigák (*Gastropoda*), kagylók (*Bivalvia*), folyami szitakötő lárvák (*Gomphidae*), piócák (*Hirudinea*) és a tiszavirág (*Polingenia longicauda*) (GULYÁS 2002). Egy vegetációs periódus alatt is gyors regenerálódást mutattak ki a rákok (*Crustacea*), a szitakötők (*Odonata*), az álkérészek (*Plecoptera*), a tegzesek (*Trichoptera*) és az árvaszúnyogok (*Chironomidae*) egyes csoportjai esetén is (GULYÁS 2002).

A szennyezést követően a Halászati és Öntözési Kutatóintézet (HAKI) munkatársai (GYÖRE *et al.* 2001), valamint a Debreceni Egyetem Ökológiai és Hidrobiológiai Tanszék által szervezett munkacsoport (NAGY *et al.* 2002) végzett halfaunisztikai vizsgálatokat az érintett folyószakaszokon. A HAKI által becsült halelhullás a Szamoson és a Tiszán 1241 tonna volt, melyet – igen magas számban – 33,8%-ban ragadozó halak, 13,5%-ban ponty, 8,1%-ban kecsge és 44,6%-ban növényevő és egyéb halak (pl. amur - *Ctenopharyngodon idella*, busafajok - *Hypophthalmichthys sp.*, karikakeszeg - *Blicca bjoerkna*, laposkeszeg - *Ballerus ballerus*) tettek ki (GYÖRE *et al.* 2001). Az egész éves mintavételezésük eredménye alapján megállapítható volt, hogy a nem védett fajok közül a harcsa (*Silurus glanis*), a süllő (*Sander lucioperca*) és menyhal (*Lota lota*), míg a védett fajok közül a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), a selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*), a magyar bucó (*Zingel zingel*) és a német bucó (*Zingel streber*) állománya sérült leginkább, viszont egy igen lassú visszánépülési folyamat a halak esetén is megindult.

A szennyezés levonulása után több munkacsoport is mérte a halak nehézfém-tartalmát (FLEIT 2001, NAGY *et al.* 2001, 2002, 2003). FLEIT (2001) a Tisza teljes hazai szakaszáról begyűjtött csukák

(*Esox lucius*) nehézfém-tartalmát vizsgálta. Megállapította, hogy az akkoriban hatályos magyar jogszabályokban (17/1999. (VI.16.) EüM rendelet) rögzített határértékeket a tiszai csukák izomszövetében mért értékek nem lépték túl, viszont a kadmium, a réz és az ólom esetén egyértelműen megfigyelhető volt a Felső-Tisza irányába növekvő felhalmozódás, amiért nagy valószínűséggel a 2000 évi szennyezések tehetők felelőssé. NAGY és munkatársai (2001, 2002, 2003) Tiszából, Szamosból és a Marosból származó balin (*Aspius aspius*), harcsa (*Silurus glanis*), csuka és süllő (*Sander lucioperca*) egyedekben mérték a nehézfémek mennyiségét. A balin esetén megengedett határértéket meghaladó mértékű volt az ólom (Maros) és a kadmium (Szamos, Maros), utóbbi mennyisége a harcsa esetén (Szamos, Maros) is túllépte a jelzett értéket. Csuka esetén az ólom (Maros) és a kadmium (Maros) volt kimutatható határértéken túli mennyiségben. A süllő izomszövetében viszont az ólom (Tisza-tó) volt négyszer nagyobb mennyiségben a megengedettnél. Vizsgálatuk egyértelműen kimutatta, hogy a vizsgált folyószakaszok közül épp a Maros volt a legszennyezettebb nehézfémek tekintetében, amelyet nem ért a 2000 évi szennyezés. Köszönhetően Verespatak és környékén zajló aktív ipari tevékenységnek sajnos a Maros esetén 2008-ra sem változott sokat a helyzet. A Szegedi Tudományegyetem munkatársai 2008-ban a Maros makói szakaszán négy fajt (csuka, süllő, harcsa és márna (*Barbus barbus*)) vizsgáltak (KOVÁCS & KISS 2010). Vizsgálatuk eredményei azt mutatták, hogy minden faj minden szövetéből (kopoltyú, izom, máj) kimutatható volt a cink, a réz, a nikkel, a kadmium és az ólom is. Az ólom mennyisége minden faj izomszövetében meghaladta a megengedett egészségügyi határértéket.

A kétéltűek és a hüllők állománya kevésbé károsodott. Ezeknek kiterjedt, nagyobb állományai főképp a folyóinkat kísérő holtmedrekben élnek, melyeket a szennyezés kevésbé érintett, így a folyószakaszokra való visszanevelésük is viszonylag gyorsan végbemehetett. Ezen csoportok őszi vizsgálatokkor több fajnál is tapasztaltak fejlődési rendellenességet, ami helyenként elérte a 10%-os arányt is (GULYÁS 2002).

A szennyezés után a Szamoson és a Tisza teljes hazai szakaszán történt madár-monitorozás (SZÉP *et al.* 2002). Madarak közül bizonyítottan két rétisast (*Haliaetus albicilla*) és egy erdei fülesbaglyot (*Asio otus*) ért közvetlen mérgezés, viszont a felmérők további veszélyforrásra hívták fel a figyelmet. Problémát jelenthet a madarak számára, ha a szennyezés következtében elhullott hal, vagy egyéb más tetemből fogyasztanak; feltételezni lehetett a nehézfémek táplálékszervezetekben történő feldúsulását, akkumulációját, melyek elfogyasztása esetén szintén lehetnek negatív következmények; végül a táplálékszervezetek összetétel- és mennyiségbeli változása is eredményezhet nehézségeket a madarak számára. Azonban a szennyezett szakasz mentén fészkelő partifecske (*Riparia riparia*) és jégmadár (*Alcedo atthis*) állományok monitorozása során nem találtak olyan negatív hatást, melyet kapcsolatba lehetett volna hozni a szennyezéssel.

Az élőbevonat vizsgálatát 2000 tavaszán és nyarán is elvégezték különböző aljzatokról, de sem a fito-, sem a zootektonra nézve nem volt kimutatható a mérgező hatás. Ezen túlmenően a botanikai felmérések sem tudták egyértelműen bizonyítani, hogy a szennyezésnek károsító hatása lett volna a folyóink medernövényzetére (GULYÁS 2002).

Összefoglalás képpen elmondható, hogy a legtöbb élőlénycsoport esetén viszonylag gyors ütemű regenerálódás volt megfigyelhető, de néhányuknál – mint a halak esetében – ez a folyamat már nem volt ennyire ütemes és látványos. A javulás intenzitása nagymértékben köszönhető volt a mellék vízfolyásoknak, a sarkantyúknak, visszaforgóknak, ahol kevésbé sérültek az élőlények, így onnan a visszanépesülés a szennyezés levonulása után szinte azonnal megkezdődhetett. Fontos lépés volt az is, hogy az elhullott tetemeket a szennyezés után még hosszú ideig kutatták, illetve összeszedés után megsemmisítették, ezáltal is megelőzve a további pusztulást, melyek a madarakon kívül a vizeink parti régiójában előforduló emlősöket is súlyosan érintette volna.

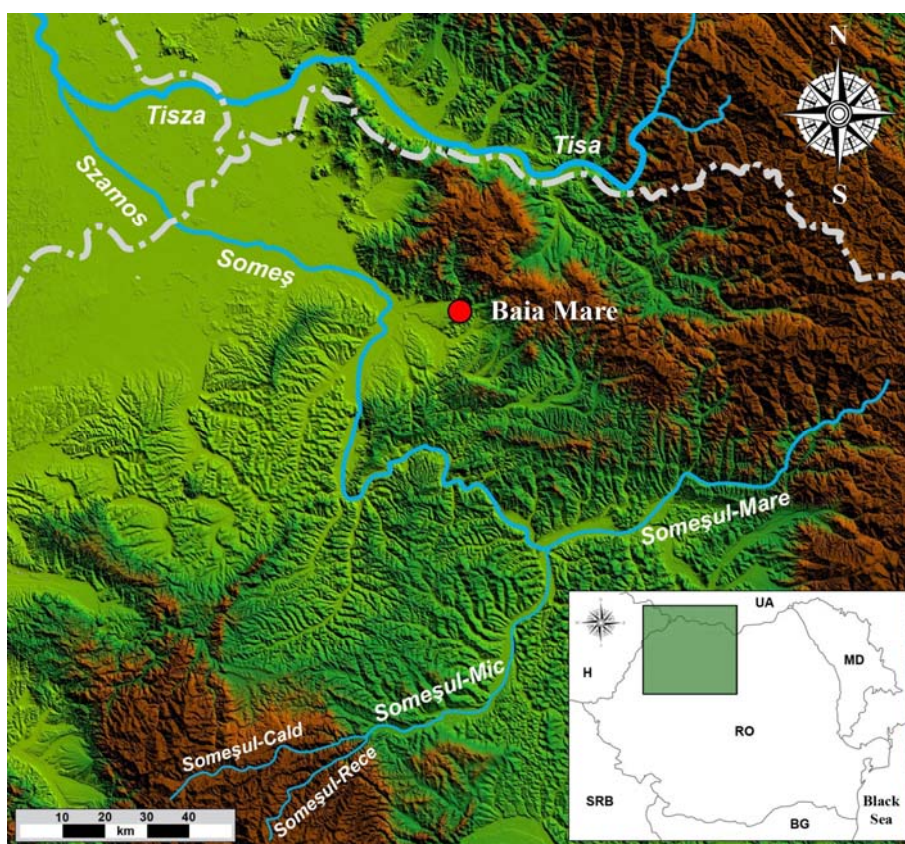
A halak esetén a regenerálódási folyamatok olyan lassúnak bizonyultak, hogy a szennyezés utáni közvetlen mintavételek során szinte csak azt lehetett megállapítani, hogy a kolonizációs folyamatok

elkezdődtek, de hogy azok milyen üteműek és irányúak lesznek, azt pontosan becsülni sem lehetett. Az MTA Biológiai Tudományok Osztálya Tiszai Tudományos Bizottsága közvetlenül a szennyezés után azt javasolta, hogy a revitalizációs folyamatok vizsgálatánál a hangsúlyt a folyók élővilágára kell helyezni, továbbá a szünbiológiai-ökológiai kutatásoknak egyértelmű prioritást kell kapnia (DÉVAI *et al.* 2001). Figyelembe véve a halak lassú regenerálódási képességét, megállapítható, hogy a szennyezés által érintett folyók és folyószakaszok halközösségének vizsgálata kiemelt feladatként kezelendő.

## 4. Anyag és módszer

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

A Tisza második legnagyobb mellékfolyója a Szamos (Someș). 415 km-es teljes hosszából csak 50 km esik a jelenlegi magyar határon belülrre. A folyó az Erdélyi-medence északi részének vizeit fogja össze (1. ábra).



1. ábra: A Szamos vízgyűjtője

Két fő ága közül az egyik a Radnai-havasokat délről kísérő Nagy-Szamos (Someșul-Mare), a másik az Erdélyi-szigethegységben, a Bihar-hegység (M. Bihorului) keleti lejtőjén eredő Meleg-Szamos (Someșul-Cald) és a Gyalui-havasokban (M. Gilăului) fakadó

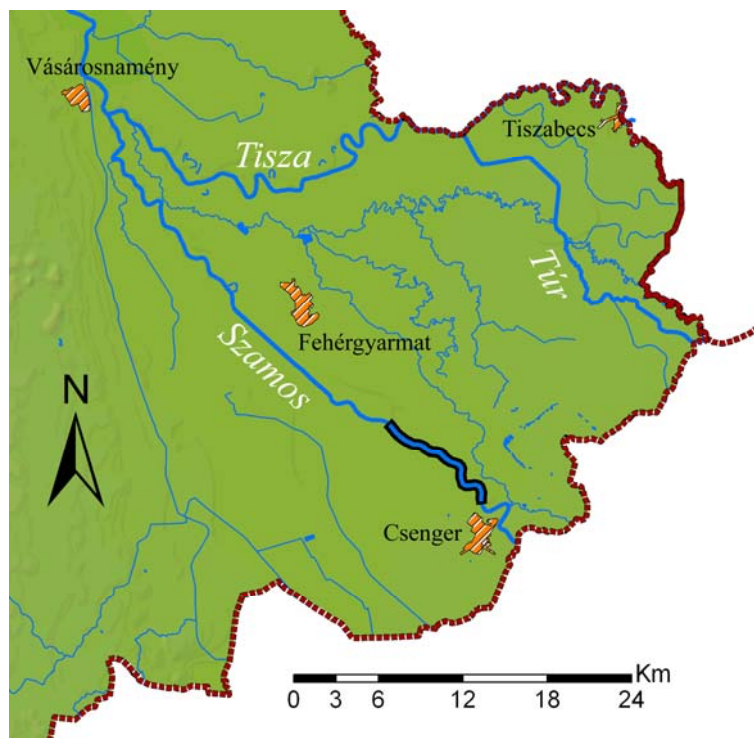
Hideg-Szamos (Someşul-Rece) egyesüléséből keletkező Kis-Szamos (Someşul-Mic). A Nagy-Szamos forrása 1558 m magasan fekszik, míg a Meleg-Szamos 1358 m-ről, a Hideg-Szamos 1683 m-ről indul útjára. A Nagy-Szamos hossza az egyesülésig 119,6 km, vízgyűjtőjének kiterjedése 5034 km<sup>2</sup>. Főbb mellékvize a Sajó (Şieu), valamint a Sajóba torkolló Beszterce (Bistriţa). A Kis-Szamos 3804 km<sup>2</sup>-nyi terület vizeit gyűjti össze. Mellékvize a Nagy-Szamosmal való egyesülés közelében beömlő Fűzes (Fizeş). Az egyesült Szamosnak két nagyobb mellékfolyója van. Egyik az Almás (Almaş), a másik a Lápos (Lăpuş), amely a Lápos és Gutin hegységben ered. A Szamos teljes vízgyűjtő területe összesen 15881 km<sup>2</sup>, amely így nagyobb, mint a befogadó Tiszáé. Azonban a Szamos vízhozama a sokévi átlag szerint Csengernél 120 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, míg a Tisza Tiszabecsnél 190 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> mennyiségű vizet szállít (DÖVÉNYI 2010). Ennek magyarázata, hogy a Szamos vízgyűjtője a magas hegyekkel való zártsága miatt csapadékban jóval szegényebb, mint a Tisza forrásvidéke. A mederesés a hegyvidéki szakaszon 16 m km<sup>-1</sup>, a síkvidéki rész román szakaszán átlagosan 0,64 m km<sup>-1</sup>, míg a magyar szakaszon átlagosan mintegy 0,22 m km<sup>-1</sup> körül alakul. A folyó vízgyűjtőjéből a magyar szakaszra összesen mintegy 2 %, 306 km<sup>2</sup> esik. A Szamos vízjárása, hasonlóan a hazai vízfolyásainkhoz, igen nagymértékű ingadozást mutat. Ezek jellemző adatai a Csengernél található vízmérce alapján: LKV: -116 cm, LNV: 902 cm, KQ: 11,8 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, KÖQ: 120 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, NQ: 3360 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. A hazai szakasz már síksági jellegű, felső részén, nagyjából Ökörítőfülpösig a folyó erősen meanderezik, innen Panyoláig a meder szabályozott, egyenes lefutású, majd Panyolától a torkolatig ismét természetesebb jellegű (MAROSI & SZILÁRD 1969, VITUKI 1964, LÁSZLÓFFY 1982, MAROSI & SOMOGYI 1990, DÖVÉNYI 2010).

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 övzátany 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, általában a szórt kövezés jellemző. A természetes aljzat nagyobb részt apró kavicsos, homokos, a kisebb sodrású részeken agyagos, vagy részben akár szerves eredetű iszap borítású. A vizsgált szakaszon a víznövényzet nem jellemző, a partszéli fák, növények gyökerei, a vízbe dőlt fák azonban búvóhelyet biztosítanak a halak számára.

#### 4.2. 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 – több mintavételi alegységre tagolva, összesen 1000 méter hosszúságú egységet mintáztunk (2. ábra).



2. ábra: A Szamos hazai szakasza és a mintavételi terület

A mintavételi alegységeket a szakasz természeti adottságai alapján választottuk ki oly módon, hogy az összességében reprezentatív legyen a szakasz élőhelytípusaira, illetve azok arányára is. Ennek megfelelően az 1000 méteren belül közel azonos arányban található homokpados-, kövezett- és a parti növényzet gyökérzete által gazdagon átszótt partszakasz is. A mintavételi helyek kijelölésénél fontos szerepet játszott, hogy a Szamos Fehérgyarmathoz közeli szakasza egyenes lefutású, kotort medrű, a természetes állapottól nagymértékben eltérő, míg a Fehérgyarmat és Vásárosnamény közötti szakasz mentén található holtmedrek erős módosító hatással bírnak a Szamos halfaunájára. Ezek alapján megállapítható, hogy a Szamos hazai szakaszának az általunk felmért, határhoz közeli szakasza a legreprezentatívabb.

Mintavételt 2004 és 2009 között minden évben az NBmR előírásainak megfelelően három időpontban végeztünk, tavasszal, nyáron és ősszel. A mintavételek pontos dátuma az Eredmények és értékelésük fejezetben található. A mintát az NBmR javaslata szerint csónakból, a víz sodrával egyező irányban, sodródva vettük, elsősorban – figyelembe véve a mintavételi eszköz sajátosságait – 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 3 mintavételi alegység hosszát GPS készülékkel mértük, rögzítettük a felső és alsó végpont WGS'84 koordinátáit (2. táblázat).

2. táblázat: A mintavételi alegységek koordinátái

Mintavételi alegység	Szélesség	Hosszúság
1. felső:	N47° 51' 11,81"	E22° 40' 45,16"
1. alsó:	N47° 51' 25,87"	E22° 40' 42,33"
2. felső:	N47° 51' 59,13"	E22° 40' 34,75"
2. alsó:	N47° 52' 03,04"	E22° 40' 18,74"
3. felső:	N47° 52' 51,96"	E22° 39' 22,17"
3. alsó:	N47° 52' 54,06"	E22° 39' 07,67"

A mintavétel során diktafonnal rögzítettük a fogott halfajokat, azok egyedyszámát, emellett a mintavételi alegységek környezeti jellemzőit.

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.

### 4.3. Vízkémiai vizsgálatok

A Tiszántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség munkatársai a magyar szabvány szerint vesznek mintát (MSZ ISO 5667-6:1995). A felügyelőség debreceni laboratóriumában a hatályos magyar szabvány szerint (MSZ 1484-3:1998, majd később MSZ 1484-3:2006) műszeres analitikai módszerekkel mérik a cink [Zn], a kadmium [Cd], a mangán [Mn], a nikkelt [Ni], az ólomot [Pb], a rézt [Cu] és a vas [Fe] koncentrációját.

A Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség több vízminőséget vizsgáló monitorállomást üzemeltet, melyek közül az egyik a román-magyar határon, Csenger település határában (Szamos 43,5 fkm) van. Az állomás vízminta vétele a folyómederbe mélyített álló csöves vízkivételi műből történik, amelyben külön úszó biztosítja a felszíni vízmintát az esetlegesen felszínen úszó szennyezések (olaj) észleléséhez, egy másik pedig mélyebbről veszi a vízmintát a műszerek részére. Az óránkénti mérési folyamat előtt a rendszert vízzel és sűrített levegővel visszaöblítik, hogy biztosan az aktuális állapotot rögzítsék. A csengeri MS-2 monitorállomás műszerezettségére 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.

#### 4.4. Alkalmazott statisztikai módszerek

Az eredményeket a szakirodalomban használatos különböző statisztikai módszerek felhasználásával elemeztem.

A fajkicserélődési (*species turnover*) számításokat két térlépték között végeztem. A fajkicserélődési index 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 fajszámainak összegéhez viszonyítva. Formálisan:

$$ST(t_1, t_2) = \frac{(b + c)}{(S_{t_1} + S_{t_2})}$$

ahol  $ST(t_1, t_2)$  a közösség  $t_1$  és  $t_2$  időpontok között történt fajösszetétel-változásának mértéke (*species turnover*);  $b$  a csak  $t_1$  időpontban jelen levő fajok száma;  $c$  a csak  $t_2$  időpontban jelen levő fajok száma;  $S_{t_1}$  és  $S_{t_2}$  a  $t_1$ , illetve a  $t_2$  időpontban jelen levő összes faj száma (RELYS *et al.* 2002).  $ST_{t_1, t_2}$  értékészletének minimuma 0, maximuma 1. Ha  $ST(t_1, t_2) = 0$ , az azt jelenti, hogy a vizsgált időintervallumra vonatkozóan a fajkompozícióban változás nem történt. Ha  $ST(t_1, t_2) = 1$ , akkor a vizsgált időintervallum alatt a közösség fajkészlete teljes mértékben kicserélődött.

Kiszámoltam a páronkénti évek fajegyütteseinek Jaccard-indexszel mért hasonlóságát a következő képlet segítségével:

$$JC_{(j,k)} = \frac{a}{a + b + c}$$

ahol  $JC_{(j,k)}$  a  $j$  és  $k$  mintavételi időpont fajösszetételbeli hasonlósága;  $a$  a közös fajok száma;  $b$  és  $c$  a csak a  $j$ , illetve  $k$  időpontban észlelt fajok száma.

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). A fauna abszolút természeti értékét ( $T_A$ ) a következő képlet segítségével számoltam ki:

$$T_A = 4 \times n_E + 3 \times n_V + 2 \times n_R + n_T + 0 \times n_X + n^*$$

ahol  $n_E$  az „eltűnő” fajok száma,  $n_V$  a „veszélyeztetett” fajok száma,  $n_R$  a „ritka” fajok száma,  $n_T$  a „tömeges” fajok száma,  $n_X$  az „exóta” fajok száma,  $n^*$  az endemikus fajok száma. A fauna relatív természeti értékének ( $T_R$ ) meghatározása az abszolút természeti érték és az értékrenddel jellemzett faunaelemek számának hányadosával történik:

$$T_R = \frac{T_A}{n_E + n_V + n_R + n_T + n_X}$$

Szoftveres értékelés során a halcsaládok relatív abundanciáját és a különböző mintavételi éveket négyzetgyökvonással transzformáltam és CANOCO 4.5 programcsomag segítségével PCA ordinációval ábrázoltam (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). A funkcionális guildok 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).

## 5. Eredmények és értékelésük

### 5.1. A halfaunisztikai vizsgálatok eredményei

Eredményeinket azok nagy terjedelme miatt több részre bontva, táblázatos formában ismertetem. A szennyezés után kimutatott 40 halfajt a 3. táblázat mutatja be, de ebben a táblázatban szerepel 3 olyan faj is (vörösszárnyú keszeg - *Scardinius erythrophthalmus*, törpeharcsa - *Ameiurus nebulosus*, naphal - *Lepomis gibbosus*), melyeket csak GYÖRE és munkatársai (2001) közvetlenül a szennyezés után mutattak ki. Mindhárom fajra általánosan jellemző, hogy a lenitikus- és állóvizeket kedvelik, így közvetlenül a szennyezés után valószínűleg valamelyik Szamos menti holtmederből, vagy a Szamosba torkolló kis vízhozamú, lassú, szinte állóvíz jellegű vízfolyásból kerülhettek a folyóba. A 3. táblázatban a halcsaládok és a fajok latin neve mellett azok betűkódját is feltüntettem, a könnyebb átláthatóság kedvéért további táblázatokban és elemzésekben már csak ezek a betűkódok szerepelnek.

A 4. táblázatban az egyes mintavételek alkalmával előkerült halfajok egyedszáma és azok relatív gyakorisága (zárójelben) szerepel. A következőkben több elemzéshez is ezeket vettem alapul.

Az 5. táblázatban a mintavételek évenkénti, összevont adatai szerepelnek a kimutatott fajok egyedszámával és relatív gyakoriságával (zárójelben). Mivel több összehasonlító elemzésnél is használok, így az 5. táblázat első két oszlopában szerepelnek az irodalmi áttekintésben már említett HARKA 1995-ben publikált, majd személyes közlése alapján Csenger és Rápolt 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 (a mintavételezésre vonatkozó hazai előírások szerint, ha nincs mód az évszakonkénti mintavételre, akkor a mintavételt nyáron kell elvégezni), 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.

3. táblázat: A szennyezés után kimutatott halfajok a Szamosból; \*GYÖRE *et al.* 2001

Család	Magyar név	Latin név	Faj kódja
Petromyzontidae	Tiszai ingola	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	euddan
Acipenseridae	Kecsege	<i>Acipenser ruthenus</i>	acirut
	Bodorka	<i>Rutilus rutilus</i>	rutrut
	Vörösszárnyú keszeg*	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	scaery
	Nyúldomolykó	<i>Leuciscus leuciscus</i>	leuleu
	Domolykó	<i>Squalius cephalus</i>	squcep
	Jászkeszeg	<i>Leuciscus idus</i>	leuidu
	Balin	<i>Aspius aspius</i>	aspasp
	Kurta baing	<i>Leucaspius delineatus</i>	leudel
	Küsz	<i>Alburnus alburnus</i>	albalb
	Sujtásos küsz	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	albbip
	Karika keszeg	<i>Blicca bjoerkna</i>	blibjo
	Dévékeszeg	<i>Abramis brama</i>	abrbra
Cyprinidae	Bagoly keszeg	<i>Ballerus sapa</i>	balsap
	Szilvaorrú keszeg	<i>Vimba vimba</i>	vimvim
	Paduc	<i>Chondrostoma nasus</i>	chonas
	Márna	<i>Barbus barbus</i>	barbar
	Fenekjáró küllő	<i>Gobio gobio</i>	gobgob
	Homoki küllő	<i>Romanogobio kessleri</i>	romkes
	Halványfoltú küllő	<i>Romanogobio vladykovi</i>	romvla
	Kínai razbóra	<i>Pseudorasbora parva</i>	psepar
	Szivárványos ökle	<i>Rhodeus amarus</i>	rhoama
	Ezüstkárász	<i>Carassius gibelio</i>	cargib
	Ponty	<i>Cyprinus carpio</i>	cypcar
	Fehér busa	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	hymol
Cobitidae	Vágó csík	<i>Cobitis elongatoides</i>	cobelo
	Balkáni törpecsik	<i>Sabanejewia balcanica</i>	sabbal
Balitoridae	Kövi csík	<i>Barbatula barbatula</i>	barbat
Siluridae	Harcsa	<i>Silurus glanis</i>	silgla
Ictaluridae	Törpeharcsa*	<i>Ameiurus nebulosus</i>	ameneb
	Fekete törpeharcsa	<i>Ameiurus melas</i>	amemel
Esocidae	Csuka	<i>Esox lucius</i>	esoluc
Lotidae	Menyhal	<i>Lota lota</i>	lotlot
Centrarchidae	Naphal*	<i>Lepomis gibbosus</i>	lepgib
	Sügér	<i>Perca fluviatilis</i>	perflu
Percidae	Selymes durbincs	<i>Gymnocephalus schraetzer</i>	gymsch
	Süllő	<i>Sander lucioperca</i>	sanluc
	Magyar bucó	<i>Zingel zingel</i>	zinzin
	Német bucó	<i>Zingel streber</i>	zinstr
Gobiidae	Kaukázusi törpegéb	<i>Knipowitschia caucasica</i>	knicau

4. táblázat: A Szamosból 2004 és 2009 között kimutatott halfajok egyedszáma és (relatív gyakorisága)

Faj kódja	2004.06.19	2004.08.01	2004.11.05	2005.06.24	2005.08.24	2005.10.09	2006.06.18	2006.08.17	2006.10.08	2007.05.13	2007.09.03	2007.11.04	2008.05.31	2008.07.21	2008.11.23	2009.05.24	2009.09.19	2009.11.22
1. euddan																		1 (0,2)
2. acirut					1 (0,11)				1 (0,3)					1 (0,8)		1 (0,2)		
3. rutrut	1 (0,12)			6 (0,38)		1 (0,21)			1 (0,3)	1 (0,22)	9 (0,55)	12 (1,36)	4 (0,32)	4 (0,33)		1 (0,2)	2 (0,17)	1 (0,2)
4. leuleu																		
5. squeep	68 (8,44)	104 (4,15)	41 (4,68)	114 (7,17)	67 (7,58)	119 (24,69)	247 (17,43)	154 (8,36)	17 (5,18)	26 (5,68)	62 (3,82)	84 (9,51)	115 (9,23)	87 (7,13)	28 (6,68)	63 (12,73)	73 (6,19)	63 (12,68)
6. leuidu		1 (0,04)																
7. aspasp					1 (0,11)		2 (0,14)				19 (1,17)	13 (1,47)	11 (0,88)				1 (0,08)	
8. leudel		4 (0,16)																
9. albalb	654 (81,14)	1755 (70,09)	718 (81,96)	1357 (85,35)	777 (87,9)	101 (20,95)	743 (52,43)	296 (16,07)	140 (42,68)	303 (66,16)	1135 (69,85)	395 (44,73)	888 (71,27)	591 (48,44)	51 (12,17)	214 (43,23)	474 (40,2)	217 (43,66)
10. albbip	8 (0,99)	90 (3,59)	5 (0,57)	15 (0,94)	6 (0,68)	47 (9,75)	101 (7,13)	538 (29,21)	31 (9,45)	60 (13,1)	62 (3,82)	194 (21,97)	61 (4,9)	247 (20,25)	180 (42,96)	76 (15,35)	184 (15,61)	91 (18,31)
11. bibbjo		6 (0,24)				2 (0,41)	10 (0,71)				6 (0,37)					2 (0,4)		
12. abrbra		2 (0,08)		1 (0,06)			6 (0,42)			1 (0,22)				1 (0,08)				
13. balsap	20 (2,48)	23 (0,92)		18 (1,13)		15 (3,11)	61 (4,3)	22 (1,19)			58 (3,57)	7 (0,79)	5 (0,4)	43 (3,52)	4 (0,95)	44 (8,89)	71 (6,02)	
14. vimvim	1 (0,12)						2 (0,14)	3 (0,16)					2 (0,16)			3 (0,61)		
15. chonas	2 (0,25)	9 (0,36)		33 (2,08)	2 (0,23)	2 (0,41)	27 (1,91)	26 (1,41)		2 (0,44)	47 (2,89)	17 (1,93)	35 (2,81)	19 (1,56)	10 (2,39)	2 (0,4)	2 (0,17)	3 (0,6)
16. barbar	13 (1,61)	88 (3,51)	10 (1,14)	23 (1,45)	15 (1,7)	110 (22,82)	106 (7,48)	173 (9,39)	31 (9,45)	12 (2,62)	86 (5,29)	55 (6,23)	37 (2,97)	105 (8,61)	2 (0,48)	17 (3,43)	106 (8,99)	18 (3,62)
17. gobgob			1 (0,11)			1 (0,21)	2 (0,14)	1 (0,05)	2 (0,61)		1 (0,06)		1 (0,08)		4 (0,95)		3 (0,25)	6 (1,21)
18. romkes		9 (0,36)	6 (0,68)			2 (0,41)	3 (0,21)	13 (0,71)	14 (4,27)		1 (0,06)	6 (0,68)		3 (0,25)	80 (19,09)		3 (0,25)	10 (2,01)

19.	romvla	20	311	78	7	2	13	44	521	22	5	93	75	25	36	43	2	162	73
		(2,48)	(12,42)	(8,9)	(0,44)	(0,23)	(2,7)	(3,11)	(28,28)	(6,71)	(1,09)	(5,72)	(8,49)	(2,01)	(2,95)	(10,26)	(0,4)	(13,74)	(14,69)
			(0,04)	(0,11)										(0,08)			(0,2)	(0,25)	
20.	psepar	3	95	11	2			8	5		4	4	4	7	21		3	3	2
		(0,37)	(3,79)	(1,26)	(0,13)			(0,56)	(0,27)		(0,87)	(0,25)	(0,45)	(0,56)	(1,72)		(0,61)	(0,25)	(0,4)
21.	rhoama	5	1		3	1	4	5		1				5	2	1	1		
		(0,62)	(0,04)		(0,19)	(0,11)	(0,83)	(0,35)		(0,3)				(0,4)	(0,16)	(0,24)	(0,2)		
22.	cargib	2															(0,2)		
23.	eypcar	(0,25)																	
24.	hymol															1			
																(0,24)			
25.	cobelo	1	3	1	7	3	6	17	10	9	21	3	1	1		2	2		
		(0,12)	(0,12)	(0,11)	(0,44)	(0,34)	(1,24)	(1,2)	(0,54)	(2,74)	(4,59)	(0,18)	(0,11)	(0,08)		(0,4)	(0,4)		
26.	sabbal	2												26	3	4	10	4	2
														(2,09)	(0,25)	(0,95)	(2,02)	(0,34)	(0,4)
27.	barbat																		
28.	silgla	2	1	1	2	3	41	2	33	16	1	23	6	3	9	1	15	22	
		(0,25)	(0,04)	(0,11)	(0,13)	(0,34)	(8,51)	(0,14)	(1,79)	(4,88)	(0,22)	(1,42)	(0,68)	(0,24)	(0,74)	(0,24)	(3,03)	(1,87)	
29.	amemel																		
								(0,07)											
30.	esoluc		2											1		2			
			(0,23)											(0,08)		(0,48)			
31.	lotlot								2	13	15			7	6		9	5	2
									(0,11)	(3,96)	(3,28)			(0,56)	(0,49)		(1,82)	(0,42)	(0,4)
32.	perflu											1		2	3		3	1	
												(0,06)	(0,11)	(0,16)	(0,25)		(0,61)	(0,2)	(0,2)
33.	gymsch														1		2	3	
															(0,08)		(0,4)	(0,25)	
34.	sanluc														2	1		2	
															(0,16)	(0,24)		(0,17)	
35.	zinzin	6	1	1	2	5	16	16	45	26	7	13	9	8	36	7	21	56	5
		(0,74)	(0,04)	(0,11)	(0,13)	(0,57)	(3,32)	(1,13)	(2,44)	(7,93)	(1,53)	(0,8)	(1,02)	(0,64)	(2,95)	(1,67)	(4,24)	(4,75)	(1,01)
36.	zinstr									3							2	1	
										(0,91)							(0,4)	(0,2)	
37.	kniceau																		1
																			(0,2)
	Σ egyedszám	806	2504	876	1590	884	482	1417	1842	328	458	1625	883	1246	1220	419	495	1179	497
	Σ fajszám	15	18	13	14	13	17	22	15	16	13	19	19	22	20	16	23	19	17

5. táblázat: A Szamosból a szennyezés előtt és után kimutatott halfajok évenkénti egyedszáma és (relatív gyakorisága); (\* – HARKA 1995, # – GYÖRE *et al.* 2001, !! - fokozottan védett, ! – védett)

Faj kódja	1994 *	2000 #	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1. euddan !!								1 (0,05)
2. acirut		1 (1,59)		1 (0,03)	1 (0,03)		1 (0,03)	1 (0,05)
3. rutrut	1 (0,4)		1 (0,2)	7 (0,24)	1 (0,3)	22 (0,74)	8 (0,28)	4 (0,18)
4. scaery		1 (1,59)						
5. leuleu !							1 (0,03)	
6. squcep	40 (15,94)		213 (5,09)	300 (10,15)	418 (11,65)	172 (5,8)	230 (7,97)	199 (9,17)
7. leuidu			1 (0,02)					
8. aspasp				1 (0,03)	2 (0,06)	32 (1,08)	11 (0,38)	1 (0,05)
9. leudel !			4 (0,1)					
10. albalb	60 (23,9)	31 (49,21)	3127 (74,74)	2235 (75,61)	1179 (32,87)	1833 (61,8)	1530 (53,03)	905 (41,69)
11. albbip !			103 (2,46)	68 (2,3)	670 (18,68)	316 (10,65)	488 (16,92)	351 (16,17)
12. blibjo		4 (6,35)	6 (0,14)	2 (0,07)	10 (0,28)	6 (0,2)		2 (0,09)
13. abrbra		4 (6,35)	2 (0,05)	1 (0,03)	6 (0,17)	2 (0,07)	1 (0,03)	
14. balsap	3 (1,2)		43 (1,03)	33 (1,12)	83 (2,31)	65 (2,19)	52 (1,8)	115 (5,3)
15. vimvim	6 (2,39)		1 (0,02)		5 (0,14)		2 (0,07)	3 (0,14)
16. chonas	11 (4,38)		11 (0,26)	37 (1,25)	53 (1,48)	66 (2,23)	64 (2,22)	7 (0,32)
17. barbar	32 (12,75)		111 (2,65)	148 (5,01)	310 (8,64)	153 (5,16)	144 (4,99)	141 (6,49)
18. gobgob !			1 (0,02)	1 (0,03)	5 (0,14)	1 (0,03)	5 (0,17)	9 (0,41)
19. romkes !!	3 (1,2)		15 (0,36)	2 (0,7)	30 (0,84)	7 (0,24)	83 (2,88)	13 (0,6)
20. romvla !	70 (27,89)		409 (9,77)	22 (0,74)	587 (16,36)	173 (5,83)	104 (3,6)	237 (10,92)
21. psepar			2 (0,05)				1 (0,03)	4 (0,18)
22. rhoama !	1 (0,4)	8 (12,7)	109 (2,6)	2 (0,07)	13 (0,36)	12 (0,4)	28 (0,97)	8 (0,37)
23. cargib		5 (7,94)	6 (0,14)	8 (0,27)	6 (0,17)	1 (0,03)	8 (0,28)	1 (0,05)
24. cypcar		1 (1,59)	2 (0,05)					1 (0,05)
25. hypmol							1 (0,03)	
26. cobelo !		2 (3,17)				1 (0,03)	1 (0,03)	2 (0,09)
27. sabbal !	21 (8,37)		5 (0,12)	16 (0,54)	36 (1)	25 (0,84)	33 (1,14)	16 (0,74)
28. barbat !					1 (0,03)			
29. silgla			4 (0,1)	46 (1,56)	51 (1,42)	30 (1,01)	13 (0,45)	37 (1,7)
30. ameneb		1 (1,59)						

31.	amemel				1 (0,03)				
32.	esoluc	1 (1,59)	2 (0,05)			1 (0,03)	3 (0,1)		
33.	lotlot			1 (0,03)	15 (0,42)	16 (0,54)	13 (0,45)	16 (0,74)	
34.	lepgib	4 (6,35)							
35.	perflu				1 (0,03)	2 (0,07)	5 (0,17)	4 (0,18)	
36.	gymsch !	3 (1,2)		1 (0,03)	3 (0,08)		1 (0,03)	5 (0,23)	
37.	sanluc				10 (0,28)	1 (0,03)	3 (0,1)	2 (0,09)	
38.	zinzin !!		8 (0,19)	23 (0,78)	87 (2,43)	29 (0,98)	51 (1,77)	82 (3,78)	
39.	zinstr !!			1 (0,03)	3 (0,08)			3 (0,14)	
40.	knica							1 (0,05)	
Σ egyedszám		251	63	4186	2956	3587	2966	2885	2171
Σ fajszám		12	12	23	22	27	23	28	29

Az 5. táblázatból jól látszik a szennyezés évében tapasztalt alacsony fajszám (12) és egyedszám (63), valamint az, hogy az ebben az évben kimutatott egyedek közel felét a küsz (*Alburnus alburnus*) (31) teszi ki. Ezen kívül több stagnofil faj (vörösszárnýú keszeg - *Scardinius erythrophthalmus*, szivárványos ökle - *Rhodeus amarus*, ezüstkárász - *Carassius gibelio*, törpeharcsa - *Ameiurus nebulosus*, csuka - *Esox lucius*, naphal - *Lepomis gibbosus*) is előkerült, melyek igazi élőhelye bizonyosan nem a Szamos, hanem annak valamilyen mellékvíze. A fajok 25%-a adventív eredetű (ezüstkárász, törpeharcsa, naphal). Ezek az adatok azt mutatják, hogy a regenerálódási folyamat a halak esetében várható módon mind fajszerkezetileg, mind annak minőségét tekintve messze elmarad az alacsonyabb rendű szervezetek esetében tapasztalttól.

A táblázatokból kiolvasható, hogy 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 küsz - *Alburnoides bipunctatus*, fenékjáró küllő - *Gobio gobio*, halványfoltú küllő - *Romanogobio vladkovi*, 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). A kiemelt jelentőségű, védett fajok mellett, melyek a kimutatott fajok több mint felét adják, a kaukázusi törpegéb ( *Knipowitschia caucasica* ) hívnám fel a figyelmet, melynek első Kárpát-medencei előfordulását 2009-ben mutattuk ki a Szamosból. Mivel Európa szerte nagy figyelem irányul a ponto-kaszpikus fajok terjedésére, így a faj új, nem túl szokványos hazai előfordulása nemzetközileg is érdekesnek bizonyult (HALASI-KOVÁCS *et al.* 2011).

## 5.2. Az eredmények értékelése

### 5.2.1. Fajösszetételbeli változások

#### 5.2.1.1. 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 & BIRÓ 2007). Legkorábban, a 19. században megjelenő faj a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) volt (KRIESCH 1876), a Tisza vízrendszeréből azonban csak jóval később került elő (STERBETZ 1960, 1963). Napjainkban a tarka géb a Duna vízgyűjtőjének hazai részén általánosan elterjedt faj (GUTI 2000), bár a Szamosban még nem sikerült kimutatni. A tarka gébet a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) követte, elsőként 1970-ben BIRÓ (1971, 1972) regisztrálta a Balatonban. A Tisza vízgyűjtőjén, a Tisza-tó területén HARKA (1993a,b) írta le elsőként. A faj a részvízgyűjtők irányába ma is fokozatosan terjeszkedik (HARKA *et al.* 2008), de a Tisza-Szamos torkolatig még nem sikerült eljutnia. A Kesslergébet (*Ponticola kessleri*) VUTSKITS 1911-ben írta le elsőként a hazai Duna-szakaszról, majd rendszeres dunai előfordulásáról és gyors terjeszkedéséről – jóval később – ERŐS ÉS GUTI (1997) számolt be.

Jelenleg kizárólag a Duna főmedrében és néhány, azzal közvetlen összeköttetésben lévő víztérben fordul elő. A kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) első példányát 2001-ben gyűjtötték a Duna gödi szakaszán, majd néhány éven belül a Duna kövezéseinek egyik leggyakoribb faja lett (GUTI *et al.* 2003). A csupaszorkú géb (*Babka gymnotrachelus*) első hazai bizonyító példányai 2005-ben kerültek határozásra a Duna szigetközi, valamint budapesti szakaszán (HARKA *et al.* 2006). A faj folyamatosan terjed a Duna hazai szakaszán.

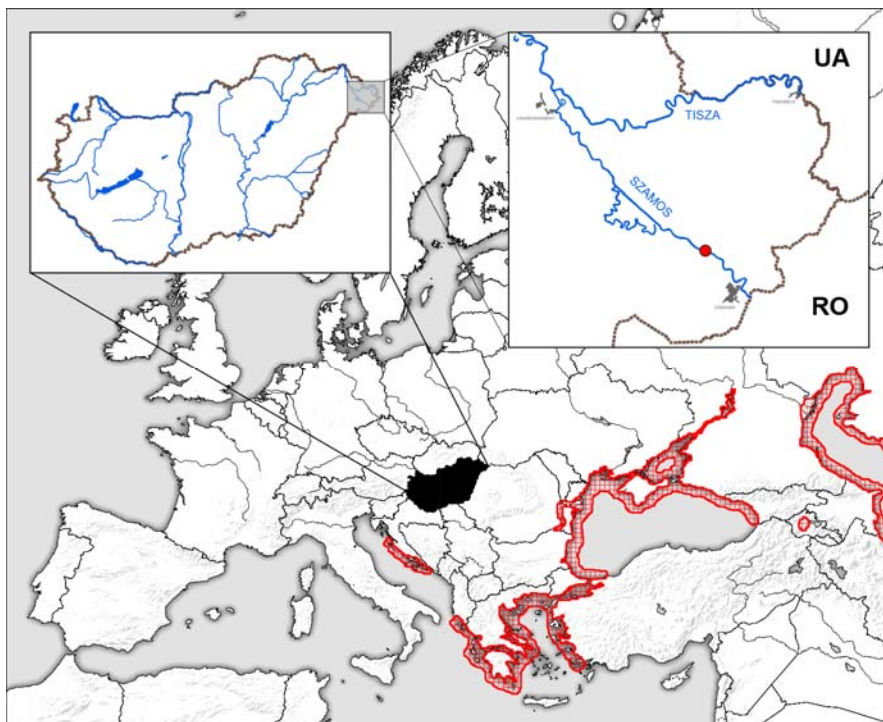
A ponto-kaszpikus gébfajok dunai terjedésével kapcsolatosan az elmúlt évtizedekben több elmélet is született. Vannak, akik a fajok passzív terjedését tartják meghatározónak, amelyben a dunai hajóforgalomban résztvevő hajók ballasztvize játszik szerepet (ZWEIMÜLLER *et al.* 1996, AHNELT *et al.* 1998), míg mások szerint a Dunában az elmúlt másfél évszázadban terjedő gébfajok aktív, horizontális migrációja zajlik (GUTI 2000, HARKA 1993b, HARKA & BÍRÓ 2006, 2007).

A terjeszkedő fajok egyike a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) is (*1. kép*), melynek egy példánya 2009. november 22-én a Szamos 39,750. folyamkilométerénél (N47° 51' 59,11", E22° 40' 34,79") került elő (*3. ábra*). A faunánkra nézve új fajt a következő bélyegek alapján azonosítottuk: (1) az *Economidichthys* nemzetségre jellemző perianális szerv hiánya; (2) az elülső oculoscapularis csatornák kezdeténél páros  $\lambda$  pórus, a csatornák egyesülésénél egyedülálló  $\kappa$  pórus található (ezek alapján különbözik a *Pomatoschistus* és a *Hyracanogobius* nemzetségtől); (3) a hátulsó oculoscapularis csatorna nyitott vájatként jelen van; (4) a farokúszó szimmetrikus; (5) az oldal hosszában a pikkelyek száma 33. Az urogenitális papilla alakja és az állon jelen lévő ipszilon alakú folt alapján az egyedét ivarérett ikrásként határoztuk meg, melynek teste halvány, sárgás-barnás árnyalatú, elszórtan barnás pigmentfoltokkal, amelyek a mediális síktól a hátoldal irányába sűrűsödnek. A test oldalán 8 fekete folt húzódik végig. Az első hátúszón (D1) jól kivehető sötét, a második hátúszón (D2) kevésbé látható sávok húzódnak. Haránt irányú sötét csíkozás látszik a farokúszón, valamint a

mellúszókon. A farokalatti úszó áttetsző, eltekintve az alapjánál található apró melanofóra sortól.



1. kép: Kaukázusi törpegéb ♂ egyede (Harka Á. felvétele)



3. ábra: A kaukázusi törpegéb európai előfordulása és hazai lelőhelye

A tág ökológiai tűrőképességű faj a ponto-kaszpikus régióban széleskörűen elterjedt (BERG 1965). A tengerparti területek mellett a Dunában (OҒEL 2007) és a Kaszpi-tenger vízgyűjtőjéhez tartozó Metsamor folyóban (Örményország) (GABRIELIAN 2001) ismertek folyóvízi populációi is. A faj jelenleg az Égei- és a Jón-tenger vízgyűjtőjén is terjeszkedik (ECONOMIDIS & MILLER 1990, AHNELT *et al.* 1995). Az Adriai-tenger partvidékén, valamint az ide torkolló folyók alsó szakaszán MILLER (1972) írta le, KOVAČIĆ ÉS PALLAORO (2003) pedig igazolta jelenlétét (3. ábra).

A kaukázusi törpegéb apró termetű halfaj, átlagos testhossza nem éri el a 40 mm-t. Teste megnyúlt és hengeres, színezete homokszínű, szürkés-sárgás, zöldes árnyalattal, az ikrások jellemzően fakóbbak. A nászruhás hímeken az első hátúszó V-VI. úszósugara közötti hártján irizáló folt található (1. kép). A faj rövid életciklusú, egyedei a kétéves kort ritkán érik el. Ivarérésük és ivásuk a második nyaras (1+) korban történik, több szakaszban március és július között. Ökológiai tűrőképessége kifejezetten nagy, euryhalin, így migrációs potenciálja jelentős. Élőhelyét elsősorban a sekélyebb, vízi növényzettel benőtt, lágy üledékekkel borított, nyugodtabb területek jelentik, ahol az aljzaton, illetve a növényzet között található. Előfordulása az édesvízi élőhelyektől a sósvízüekig széleskörűen változik. Táplálékát elsősorban planktonikus, illetve bentikus gerinctelen szervezetek alkotják (GEORGHIEV 1964, KEVREKIDIS *et al.* 1990, MILLER 2004).

Élőhelyi szempontból a Szamos epipotamális szakasza eltér az eredeti elterjedési területén leírt élőhelyek élőhelyi adottságaitól (GEORGHIEV 1964, MARKOVA 1962, KEVREKIDIS *et al.* 1990), ugyanakkor GABRIELIAN (2001) – hozzánk hasonlóan – a torkolati területtől távolabb fekvő vízfolyásból írta le. 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. Ez a nagy távolság, valamint az eredetitől nagymértékben eltérő folyóvízi élőhely jól jelzi a faj széles ökológiai tűrőképességét, valamint a gébfélékre jellemző erőteljes terjeszkedési potenciált. Ugyanakkor 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. Az első példány megfogása után két és fél évvel, 2012 tavaszán HARKA és munkatársai (2012) kimutatták a Tisza-tó tiszafüredi szakaszán is, ahová szintén lesodródhatott. Itt nagyszámú ivadékot (0+) és több felnőtt (1+) példányt is fogtak. A faj jól érzi magát és sikeresen szaporodik az eredeti élőhelyéhez jóval hasonlóbb Tisza-tóban, de további terjedésére lehet számítani elsősorban a tározó térben, illetve egy jövőbeni komolyabb áradás ismét tovább sodorhatja délebbi területekre.

#### 5.2.1.2. Fajkicserélődés mértékének vizsgálata

A fajkicserélődési (*species turnover*) számításokat különböző térléptékek között végeztem. A fajkicserélődési index megmutatja, hogy egy adott időintervallumra vonatkozóan mekkora a közösség lokális fajbetelepülésből és lokális fajeltűnésből adódó fajösszetétel-változás mértéke. Halak esetén az évről-évre tapasztalható kismértékű különbségek miatt nincs értelme az egymást követő évek eredményeinek összehasonlítására, ezért az elemzés során az eredeti fajstruktúrának tekinthető 1994-es adatokat, a szennyezés évéből származó adatokat, valamint a mi mintavételezéseink kezdő (2004) és záró (2009) időpontjainak adatait használtam fel. A különböző időszakokra vonatkozó fajösszetétel változás mértékét a 6. táblázat mutatja be.

6. táblázat: Különböző időszakok alatt a fajösszetételben végbement fajkicserélődés mértéke

	1994 - 2000	1994 - 2004	1994 - 2009	2000 - 2004	2000- 2009	2004 - 2009
fajkicserélődés ( <i>ST</i> )	0,83	0,37	0,42	0,60	0,66	0,27
eltűnt fajok száma (b)	10	1	0	5	5	4
megjelent fajok száma (c)	10	12	17	16	22	10

A táblázatban szereplő *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 (tiszai ingola - *Eudontomyzon danfordi*, kecsege - *Acipenser ruthenus*, balin - *Aspius aspius*, sujtásos küsz - *Alburnoides bipunctatus*, karikakeszeg - *Blicca bjoerkna*, fenékjáró küllő - *Gobio gobio*, razbóra - *Pseudorasbora parva*, ezüstkárász - *Carassius gibelio*, ponty - *Cyprinus carpio*, vágócsík - *Cobitis elongatoides*, harcsa - *Silurus glanis*, menyhal - *Lota lota*, sügér - *Perca fluviatilis*, süllő - *Sander lucioperca*, német bucó - *Zingel streber*, magyar bucó - *Zingel zingel*, kaukázusi törpegéb - *Knipowitschia caucasica*), melynek jelentős része élvez valamilyen védettséget (5. táblázat).

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. A 4 eltűnő faj közül 2, a csuka (*Esox lucius*) és a kurta baing (*Leucaspius delineatus*) stagnofil fajok, így azok eltűnése élőhelyi preferenciájuk miatt érthető. A 10 újonnan megjelent halfaj (tiszai ingola - *Eudontomyzon danfordi*, kecsege - *Acipenser ruthenus*, balin - *Aspius aspius*, vágócsík - *Cobitis elongatoides*, menyhal - *Lota lota*, sügér - *Perca fluviatilis*, selymes durbincs - *Gymnocephalus schraetser*, süllő - *Sander lucioperca*, német bucó - *Zingel streber*, kaukázusi törpegéb - *Knipowitschia caucasica*) közül több valamilyen fokú védettséget is élvez (5. táblázat), továbbá zömmel reofilok, tehát helyük van a Szamos halfaunájában.

### 5.2.1.3. Hasonlóság mértékének vizsgálata

A kapott eredmények megerősítése érdekében prezencia-abszencia alapján hasonlóságot vizsgáltam (Jaccard-index) ugyanazon évek fajegyüttese között. A vizsgált időszakokra vonatkozó fajegyüttesek hasonlóságát a 7. táblázat mutatja be.

7. táblázat: A vizsgált időpontok fajösszetételében tapasztalható hasonlóság mértéke

	1994-2000	1994-2004	1994-2009	2000-2004	2000-2009	2004-2009
hasonlóság (JC)	0,09	0,46	0,41	0,25	0,21	0,58

Előző elemzésem 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.

A 2004 és 2009 közötti adatok esetén évenkénti bontásban is megvizsgáltam a fajösszetétel hasonlóságát (8. táblázat).

8. táblázat: A fajösszetétel hasonlóságának (JC) mértéke a mintavételünk éveiben

	2004	2005	2006	2007	2008	2009
2004	x					
2005	0,61	x				
2006	<b>0,56</b>	<b>0,81</b>	x			
2007	0,64	0,73	0,72	x		
2008	0,59	0,67	0,72	<b>0,76</b>	x	
2009	<b>0,58</b>	0,70	<b>0,75</b>	0,68	0,73	x

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. A legkisebb hasonlóság 2004 és 2006, valamint a mintavétel kezdő- és végpontja, 2004 és 2009 között mutatkozott, míg három esetben is igen magas ( $\geq 0,75$ ) hasonlósági értékeket találtam, a 2005–2006, a 2006–2009 és a 2007–2008 évek adatainak összehasonlítása során.

#### 5.2.1.4. 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. Közleményükben 6 féle csoportosítás található (táplálkozási guild, táplálkozási habitat, szaporodási guild, áramlás, ökológiai specializáció, eredet). Mivel a táplálkozási és szaporodási csoportok leginkább egy vízfolyás jellemzésére alkalmasak, ezért mi a Szamos esetén a 3 legfontosabbat vizsgáltuk.

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). Mivel a Magyarországon előforduló adventív fajok többsége az állóvizeinkben tud leghatékonyabban expandálni, így a Szamos esetén számuknak fordított arányban kell lennie a fajösszetételben bekövetkező változások irányával.

Vizsgáltuk a fajok áramlás kedvelését (2) is, hiszen a Szamos egy kimondottan a reofil fajoknak kedvező, gyors folyású vízfolyás.

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.

A guildek szerinti csoportosításba az 1994-ben és 2000-ben kimutatott fajok is szerepelnek (9. táblázat).

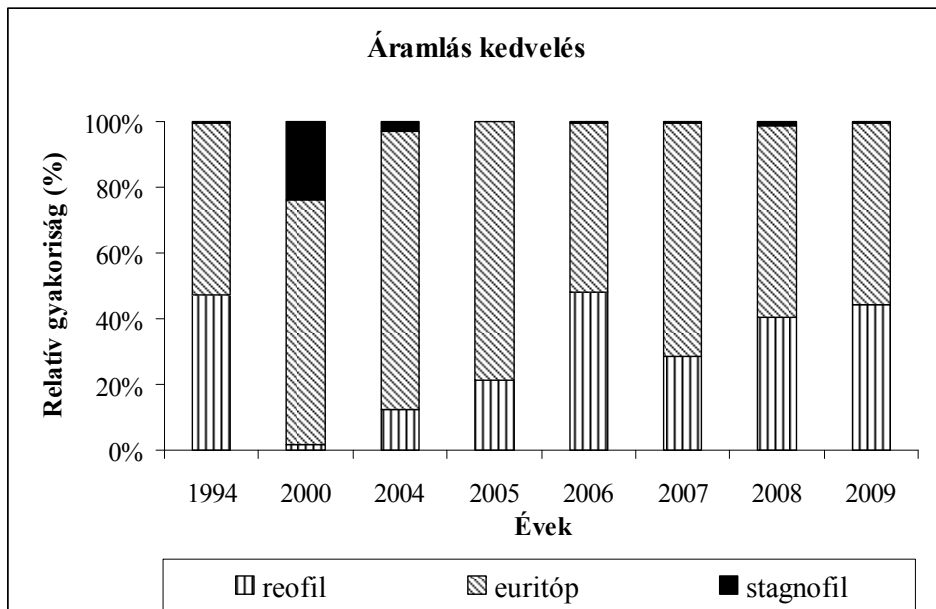
9. táblázat: A fajok funkcionális guildekbe sorolása (\* – a faunára nézve adventív eredetű fajok)

1.	euddan	reofil	specialista	21.	psepar *	stagnofil	zavarást tűró
2.	acirut	reofil	specialista	22.	rhoama	stagnofil	specialista
3.	rutrut	euritóp	zavarást tűró	23.	cargib *	euritóp	zavarást tűró
4.	scaery	stagnofil	specialista	24.	cypcar	euritóp	generalista
5.	leuleu	reofil	specialista	25.	hypmol *	euritóp	zavarást tűró
6.	squcep	reofil	zavarást tűró	26.	cobelo	euritóp	generalista
7.	leuidu	reofil	specialista	27.	sabbal	reofil	specialista
8.	aspasp	euritóp	specialista	28.	barbat	reofil	specialista
9.	leudel	stagnofil	zavarást tűró	29.	silgla	euritóp	generalista
10.	albalb	euritóp	zavarást tűró	30.	ameneb *	stagnofil	zavarást tűró
11.	albbip	reofil	specialista	31.	amemel *	stagnofil	zavarást tűró
12.	blibjo	euritóp	generalista	32.	esoluc	stagnofil	zavarást tűró
13.	abrbra	euritóp	generalista	33.	lotlot	reofil	specialista
14.	balsap	reofil	specialista	34.	lepgib *	stagnofil	zavarást tűró
15.	vimvim	reofil	specialista	35.	perflu	euritóp	generalista
16.	chonas	reofil	specialista	36.	gymsch	reofil	specialista
17.	barbar	reofil	specialista	37.	sanluc	euritóp	specialista
18.	gobgob	reofil	specialista	38.	zinzin	reofil	specialista
19.	romkes	reofil	specialista	39.	zinstr	reofil	specialista
20.	romvla	euritóp	generalista	40.	knicau *	euritóp	generalista

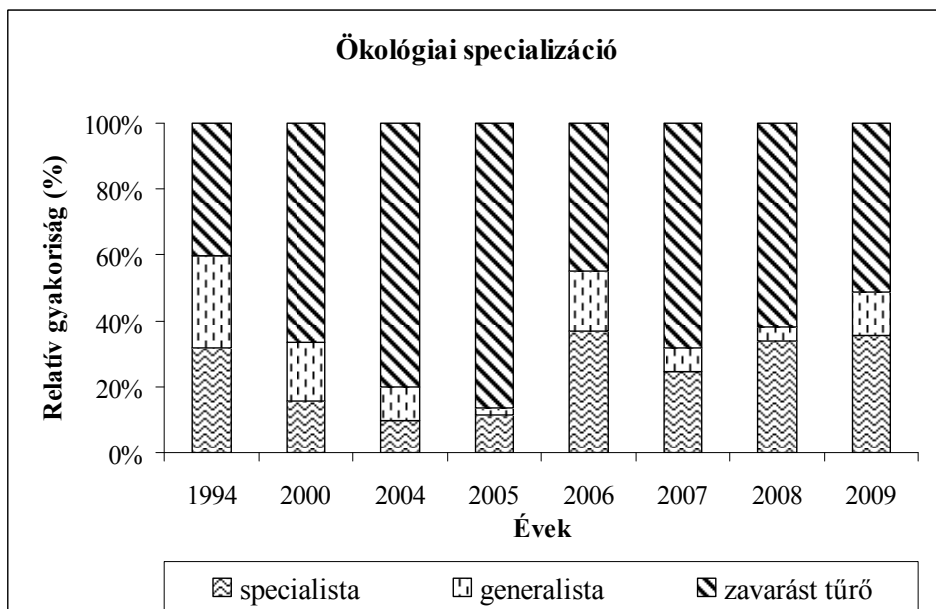
A fajok eredet szerinti csoportosítását táblázatos formában foglaltam össze (10. táblázat), míg a fajok áramlás kedvelése és ökológiai specializációja szerinti csoportosítás eredményeit grafikonon ábrázoltam (4. és 5. ábra).

10. táblázat: A fajok relatív gyakoriságának (%) változása eredet szerint

	1994	2000	2004	2005	2006	2007	2008	2009
őshonos	100	84,13	99,81	99,73	99,80	99,97	99,65	99,72
adventív	0	15,87	0,19	0,27	0,20	0,03	0,35	0,28



4. ábra: A fajok relatív gyakoriságának változása áramlás kedvelés szerint



5. ábra: A fajok relatív gyakoriságának változása ökológiai specializáció alapján

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 nem őshonos fajok közül az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és a naphal (*Lepomis gibbosus*) egyedszáma volt jelentősebb a szennyezés évében, de míg a naphal nem volt kimutatható a 2004 és 2009 közötti időszakban, addig az ezüstkárászt egy viszonylag állandó, de a többi, nem adventív fajhoz képest alacsony évenkénti egyedszámban (<10) minden vizsgálati évben megtaláltuk. 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 (10. táblázat).

A fajok áramlás kedvelés szerinti csoportosítása alapján 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: a stagnofil fajok gyakorisága minimálisra csökkent, a reofil és euritop fajoké pedig egymáshoz közelített. A 2006-os felmérés adatainak kiértékelése után azt vártuk, hogy a következő években megfordulhat az euritop és reofil fajok aránya, későbbi adataink azonban nem ezt mutatták. Egy robusztus törést láthatunk 2006 és 2007 között, ami az előző folyamat lendületének

megtörését is jelentette egyben. 2007 után újra a 2004 és 2006 között lejátszódó folyamathoz hasonló tendenciát látunk. Áramlás kedvelés alapján elmondható, hogy a 2006-os és a 2009-es mintavételek során tapasztalt fajszerkezet hasonlított leginkább az eredeti struktúrához.

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, és 2006-ra a specialista fajok aránya már ismét megközelítette a zavarást tűrő fajok arányát, míg a generalisták előfordulása 20% alatt maradt. Az előző csoportosításnál tapasztalt robusztus törés azonban itt is megfigyelhető volt, 2007-re a zavarást tűrő fajok aránya több mint kétszeresére nőtt a specialistákhoz viszonyítva. 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.

Elemzésem alapján megállapítható, hogy a Szamos és az ahhoz hasonló vízfolyások esetén a stagnofil és generalista fajok alacsony előfordulása, míg a reofil és specialista fajok emelkedő vagy konstansan magas aránya (>30%) a rendszer kedvező állapotát jelzi, amennyiben ez megváltozik, úgy a vízfolyást ért negatív irányú, leggyakrabban antropogén hatást feltételezhetünk, amelyet törekednünk kell megszüntetni.

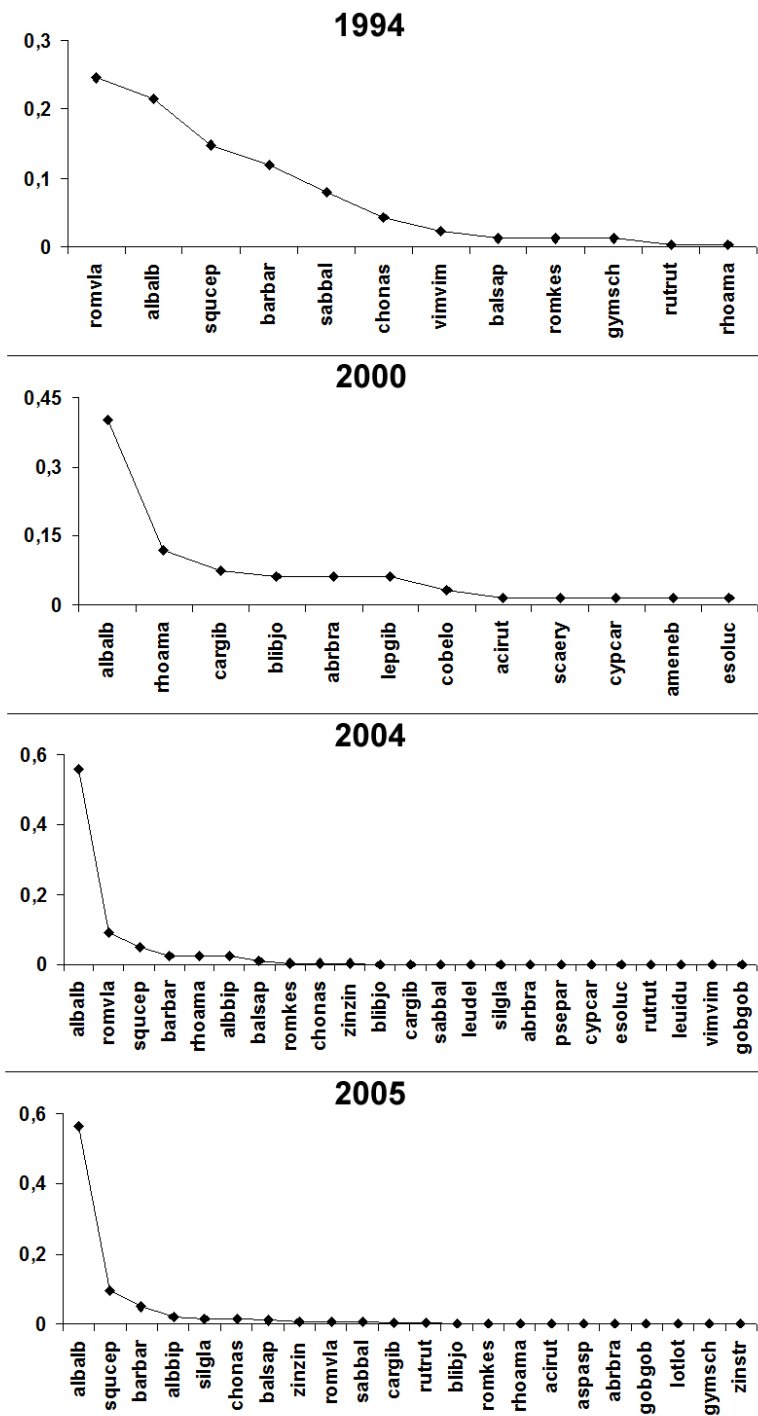
#### *5.2.1.5. A tömegességi viszonyok változása*

A tömegességi viszonyok változását a relatív gyakoriság alapján elemeztem. Megszerkesztettem az adatok évek szerinti rang-abundancia

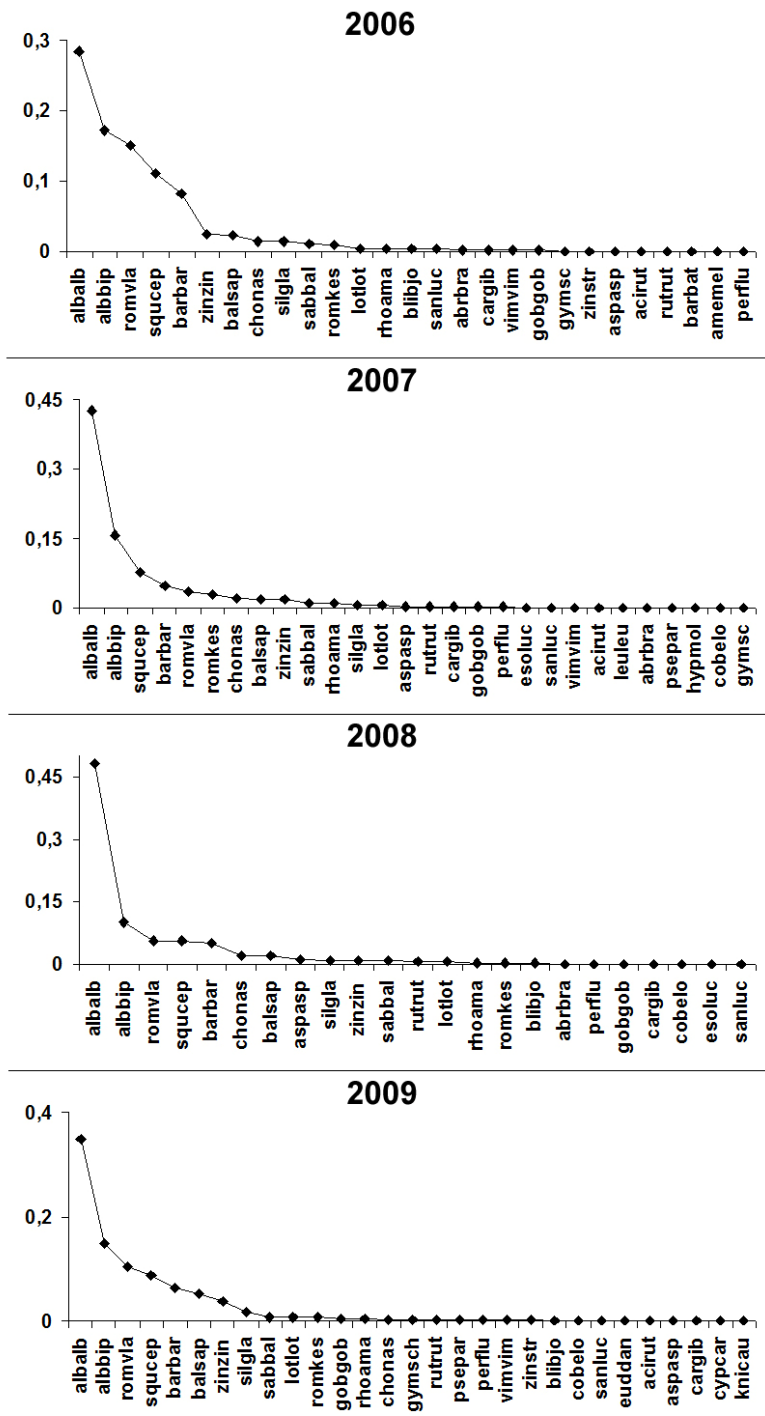
görbét (6.a és 6.b ábra). Ehhez először a különböző évek mintáiban szereplő fajokat relatív abundanciájuk ( $p_i$ ) szerint sorba rendeztem, majd minden  $i$  fajhoz hozzárendeltem az  $\ln(p_i+1)$  transzformációt. Erre azért volt szükség, hogy a kűsz esetenként nagy gyakorisági értékét, azaz a görbe magasságát egy kicsit csökkenteni tudjam. A rang-abundancia görbéken is a korábban bemutatott fajkódok szerepelnek (3. táblázat).

Az egyes évek fajegyütteseinek rang-abundancia görbéin (6.a és 6.b ábra) általánosan megfigyelhető, hogy minden mintavételi időszakban egy domináns ( $\ln(p_i+1) > 0,25$ ) és néhány szubdomináns ( $0,25 > \ln(p_i+1) > 0,05$ ) faj jellemzi az állományt, viszont a fajok többsége kisebb ( $0,05 > \ln(p_i+1)$ ), 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 kűszre általánosan jellemző, hogy csapatokba verődik, így táplálkozási és szaporodási stratégiája is igen hatékony, ez magyarázhatja, hogy a szennyezés után ennyire tömegessé tudott válni. A kűsz domináns szerepe a mintavételek során végig megmaradt, de gyakorisága az évek előrehaladtával – ugyan kisebb megszakítással, de – folyamatosan csökkent. Erre magyarázatot adhat a Szamosból kimutatott piscivor ragadozók (balin - *Aspius aspius*, csuka - *Esox lucius*, harcsa - *Silurus glanis*, süllő - *Sander lucioperca*) gyakoriságának ( $p_i$ ) növekedése. Míg 2004-ben a kűsz / piscivor arány 74,70 / 0,14 volt, addig 2009-ben már 41,68 / 1,84 -re változott.

A gyűjtési eredmények alapján elmondható, hogy 1994-ben és 2000-ben 12-12 fajt mutattak ki, 2004 és 2009 között évenként 23, 22, 27, 23, 28 és 29 fajt sikerült azonosítanunk a vizsgált szakaszon, tehát a kimutatott fajok számában is megfigyelhető – a guildek vizsgálatánál már tapasztalt – 2006 és 2007 közötti visszaesés, azonban 2007 után ismét növekedett a kimutatott fajok száma.



6.a ábra: A halegyüttesek évenkénti logaritmizált  $\ln(p_i+1)$  rang-abundancia görbéje



6.b ábra: A halegyüttesek évenkénti logaritmizált  $\ln(p_i+1)$  rang-abundancia görbéje

A szennyezés után végig megmaradt a kűsz kiemelkedő dominanciája, de egyedszáma szinte folyamatosan csökkent, míg 2004-ben összesen 3127, addig 2009-ben csupán 905 egyedet fogtunk. 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.

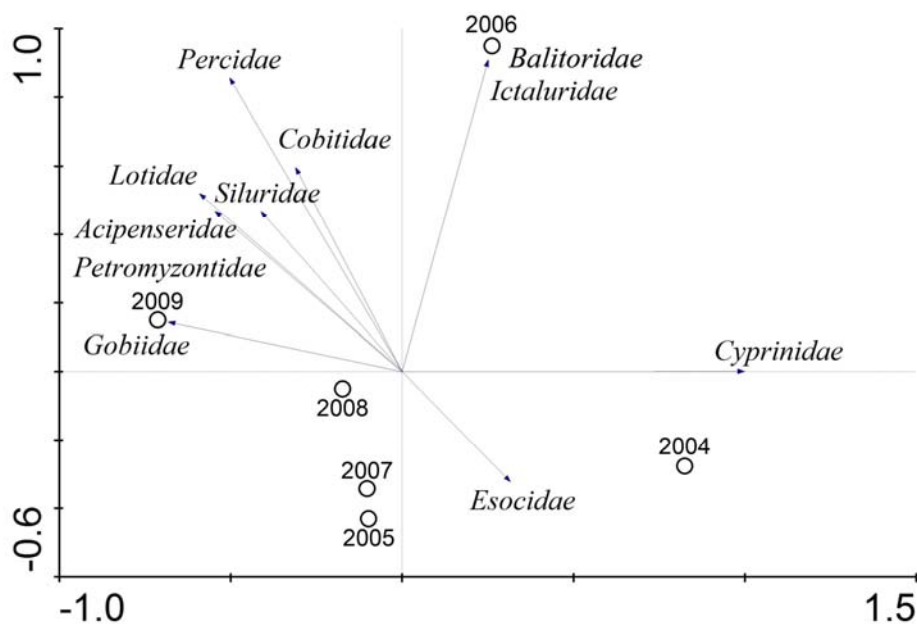
A víz minőségének javulását feltételezi, hogy a Szamos általunk felmért szakaszán előttünk nem dokumentált sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*) relatív gyakorisága 2004 óta folyamatosan nőtt, 2006-tól pedig a második leggyakoribb fajjává lépett elő. A sujtásos kűsz a környezeti változásokra érzékeny faj (SZEPESI & HARKA 2007), érzékenységét mutatja, hogy Harka 1988-as – igencsak szennyezett vízminőségű – Sajórol szarmazó adataiban a kűsz és a sujtásos kűsz relatív gyakorisága 6,5%, illetve 0,3% volt (HARKA 1992), majd a vízminőség javulásával ez az arány 2003 és 2007 közötti felméréseik alapján 9,8% és 33,8%-ra változott (HARKA *et al.* 2007).

Hasonló folyamat figyelhető meg a fokozottan védett, szintén érzékeny magyar bucónál (*Zingel zingel*) is. 2004 előtt nem volt kimutatható, ezt követően azonban gyakorisága folyamatosan nőtt, és 2009-ben már a hetedik leggyakoribb fajként találtuk meg a kimutatott 29 faj közül. A bucó éves egyedszámait és a rangsorban elfoglalt helyét vizsgálva szintén jól látható egy erős visszaesés 2006 és 2007 között, de állománya 2007 óta töretlenül erősödött. GYÖRE & JÓZSA (2009) hasonló folyamatról számolt be a hazai Tisza szakasz bucó állományával kapcsolatosan.

A szennyezés idejéről szarmazó jelentések, publikációk a menyhalat (*Lota lota*) az erősen degradált populációjú fajokhoz sorolták, bár azokban a faj a szennyezés által érintett folyószakaszokban élő hazai állományára vonatkozóan alkotott véleményt fogalmaztak meg (GYÖRE *et al.* 2001, NAGY *et al.* 2002). Az általunk vizsgált folyószakaszon a fajt 2005 előtt nem sikerült kimutatni, abban az évben is csupán 1 példányát, pedig a Szamos parti kövezései tökéletes élőhelyet biztosíthattak volna

számára. 2005-től viszont folyamatosan növekedett a faj relatív gyakorisága, 2009-ben már közvetlenül a szubdomináns fajok mögött helyezkedett el a rangsorban, állományának stabilizálódása igazolja a Szamosban végbemenő pozitív változásokat.

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 négyzetgyökvonással transzformáltam és főkomponens analízissel (PCA) ordináltam az egyes mintavételi évek alapján (7. ábra).

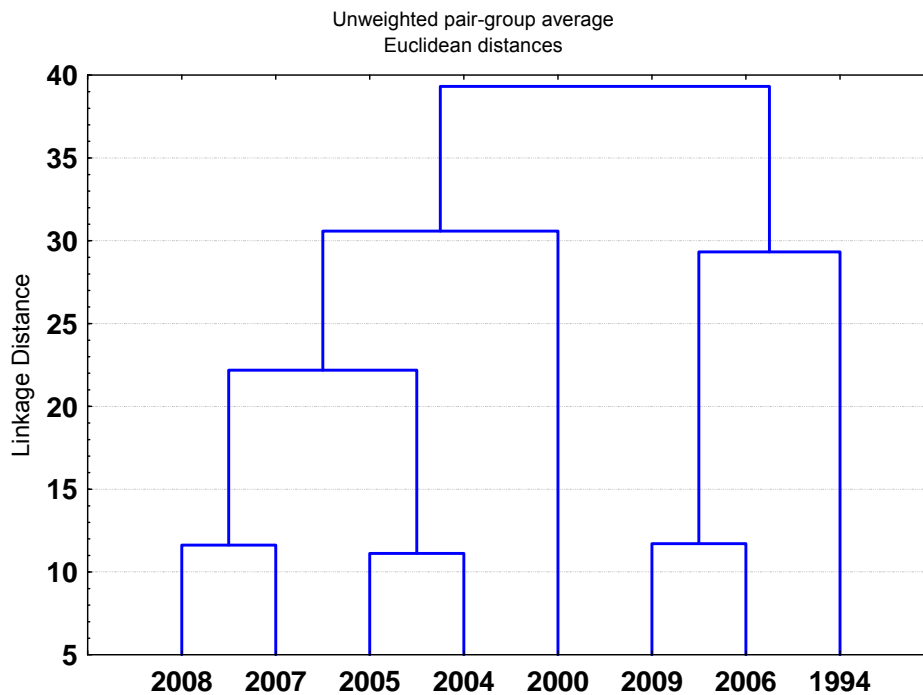


7. ábra: PCA ordináció a halcsaládok relatív gyakorisága alapján

A 7. ábra alapján jól látható a felmérés kezdő (2004) és végpontja (2009) közötti különbség. A mintavételi időpontjaink közül a szennyezéshez közelebb eső években elsősorban a pontyfélék (Cyprinidae) és csukafélék (Esocidae) családjába tartozó fajok voltak meghatározóak. Ezekre a fajokra – 1-2 kivétellel – jellemző, hogy a környezeti változásokra kevésbé érzékenyen reagálnak. A kövicsíkfélék (Balitoridae) és a törpeharcsafélék (Ictaluridae) a 2006-os évhez csoportosulnak, melynek oka, hogy csak abban az évben fordultak elő. 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. Több olyan faj is (menyhal - *Lota lota*, selymes durbincs - *Gymnocephalus schraetser*, süllő - *Sander lucioperca*, német bucó - *Zingel streber*, magyar bucó - *Zingel zingel*) ezekbe a családokba tartozik, amelyeket a szennyezés évében végzett halfaunisztikai vizsgálatok az erősen károsodott állományú fajok közé sorolt.

Az értékelésem azt mutatja, hogy egy jelentős, 2009 irányába mutató taxongazdagodási folyamat figyelhető meg, ami szintén a pozitív változásokat igazolja. A halcsaládok általános tulajdonságai jól használhatóak a változások detektálására, amennyiben kellően részletes információkkal rendelkezünk azok arányáról, vagy egy több éves adatsor van a birtokunkban, amely alapján kiolvashatóak a változások és azok iránya is.

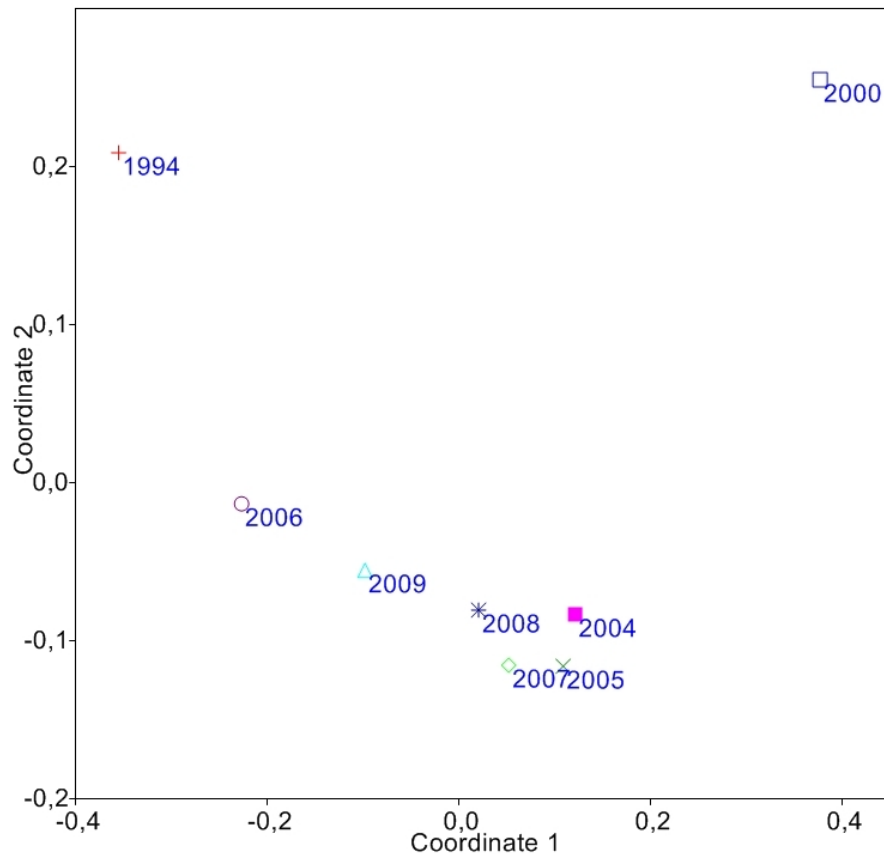
Az egyes mintavételi évek fajgyűtéseinek összehasonlításához a relatív abundancia adatokra hierarchikus klasszifikációt készítettem klaszter-analízissel (Euklideszi távolság függvényt alkalmazva, a súlyozatlan csoportátlag (UPGMA) összevonási algoritmus alapján), melynek eredményét a 8. ábra mutatja be (PODANI 1997).



8. ábra: Az évenkénti relatív abundancia adatok hierarchikus klasszifikációját (euklidészi távolság, UPGMA eljárás) mutató dendrogram

A klaszter-analízis alapján igazolódik a 2006 és 2009 évek fajgyűtteseinek közötti magas fokú hasonlóság, illetve azok a szennyezés előtti (eredeti) állapothoz való hasonlósága (8. táblázat). A 8. ábráról leolvasható, hogy 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 fajgyűttesek relatív abundanciájához, mint az eredeti, 1994-es állapothoz. Ez az elemzés is alátámasztja a funkcionális guildék 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 fajgyűtteseinek relatív abundancia adatai alapján (Bray-Curtis távolságmátrix segítségével) (9. ábra).



9. ábra: A mintavételi évek főkoordináta-analízise relatív abundancia alapján (Bray-Curtis távolságmátrix használatával)

A főkoordináta elemzés eredménye a klaszter-analízist és a korábbi elemzéseim eredményeit is megerősíti (9. ábra). Az 1994 és 2000 évek fajgyűtteseinek 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.

Összefoglalásképpen 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 (8. és 9. ábra). 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.

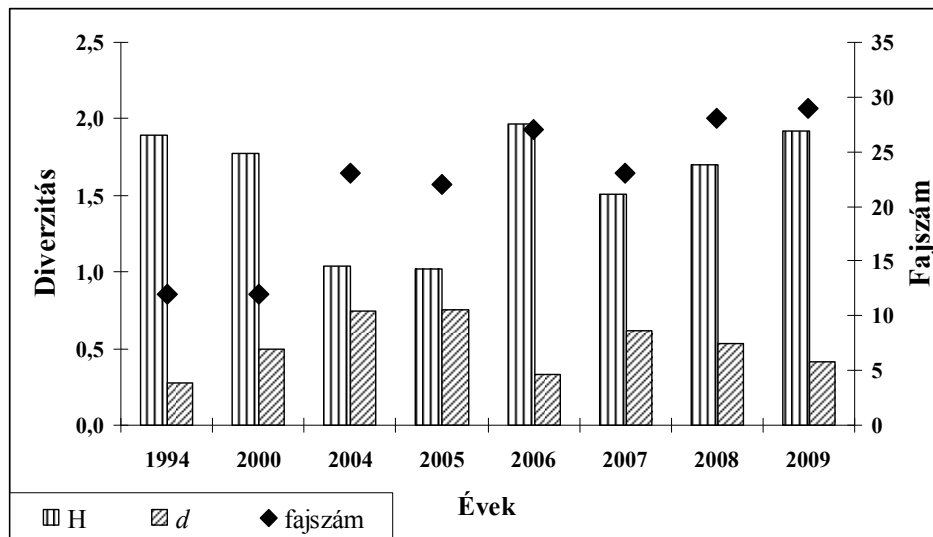
### 5.2.2. A biodiverzitás változása

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).

A különböző évek halközösségének biodiverzitás értékeit, illetve – kiegészítő információként – a kimutatott fajok számát a 11. táblázat és a 10. ábra mutatja be.

11. táblázat: A diverzitási mérőszámok és a fajszám évekre vonatkozó értékei

	1994	2000	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Shannon ( $H$ )	<b>1,8900</b>	1,7760	1,0370	1,0170	<b>1,9670</b>	1,5060	1,6980	<b>1,9190</b>
Berger-Parker ( $d$ )	<b>0,2789</b>	0,4921	0,7470	0,7561	<b>0,3287</b>	0,6180	0,5303	<b>0,4169</b>
$\Sigma$ fajszám	12	12	23	22	27	23	28	29



10. ábra: A halegyüttesek fajszáma és diverzitási indexeinek értéke a különböző években

Az élőlényközösségekre, így a halközösségekre leggyakrabban használt mutató, a Shannon-Wiener-féle diverzitás-függvény érzékeny a ritka fajok jelenlétére. Ennek köszönhetően a 2000-es évben, amikor összesen csupán 12 faj 63 egyedet tudták regisztrálni a Szamos csengeri szakaszán, a diverzitás érték nem mutat akkora csökkenést az 1994-es eredményekhez képest, mint amit a korábbi elemzések alapján elvárnánk. Ennek oka, hogy a kimutatott 63 példány csaknem fele ugyanahhoz a fajhoz tartozott (31 kűsz), míg a többi, alacsony egyedszámú faj ehhez képest ritka fajnak számít az adott évben, így a diverzitás-függvény eredménye ebben az esetben némileg félrevezető lehet. Az általunk vizsgált években nem volt ilyen jelentős különbség az egyedszámok tekintetében, így azok esetében a diverzitás-függvény megbízhatóbb képet mutat.

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 ismételtén egy pozitív irányú folyamat

vette kezdetét. Vizsgálatunk utolsó évében regisztráltuk a legtöbb fajt, és a biodiverzitás meghaladta az 1994-es állapotot, valamint alig maradt el a 2006-ban tapasztalt diverzitás mértékétől. A 2004 és 2009 között számolt értékek követik az előzőekben tapasztalt tendenciát: 2004-2005, 2007-2008 és 2006-2009 évekre jellemző biodiverzitás értékei páronként nagyon hasonlóak. A biodiverzitási vizsgálat is egyértelműen alátámasztja, hogy a fajösszetétel szempontjából legkedvezőbb állapotot 2006 és 2009 években tapasztalhattuk.

A Shannon-Wiener index esetén minél magasabb az érték, annál diverzebb a vizsgált fajközösség, hogy a 2000-es év alacsony egyedszám és a ritkának vélt fajok száma alapján kapott H értéket ne értelmezzük félre, ezért a Berger-Parker indexet is alkalmaztam. Ennél viszont minél alacsonyabb értéket kapunk, annál kisebb dominanciáról beszélhetünk. A 6.a és 6.b ábrákon látható, hogy az 1994-es évet leszámítva (amikor a halványfoltú küllő - *Romanogobio kesslerii* volt a domináns) a kűsz (*Alburnus alburnus*) volt a legnagyobb egyedszámban. 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 → 27), illetve 2007-től 2009-ig (23 → 29) növekedett (10. ábra), illetve a domináns faj (kűsz) gyakorisága az évek előrehaladtával – ugyan kisebb megszakítással, de – folyamatosan csökkent (6.a és 6.b ábra).

### 5.2.3. A halfauna minősítése

#### 5.2.3.1. 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). A szerkesztők

javaslata szerint a magyarországi halfauna minden tagja besorolható a következő 7 kategóriába: kipusztult (K), eltűnő (E), veszélyeztetett (V), ritka (R), alkalmi (A), tömeges (T) és exóta (X). A különböző kategóriák értékmutatóit a NBmR protokolljának 1. táblázata tartalmazza (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 (12. táblázat).

12. táblázat: A Szamos halfaunájának abszolút ( $T_A$ ) és relatív ( $T_R$ ) természeti értéke a különböző években

	1994	2000	2004	2005	2006	2007	2008	2009
$T_A$	24	11	39	44	52	40	50	57
$T_R$	2	0,92	1,7	2	1,93	1,74	1,79	1,97

A minősítési rendszert több kutató is alkalmazza publikációiban, de minden esetben az eredeti, GUTI (1993, 1995) által leközölt értékszámokat alkalmazzák, ezért ezek nem vethetőek össze az általam kapott értékekkel. Esetemben azért volt célszerűbb az aktualizált változatot használni, mert másfél évtized alatt egyrészt bővült a halfaunánk (lásd 5.2.1.1. fejezet), másrészt több faj átsorolásra került a különböző kategóriák között.

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. 2008-ban a tiszabecsi szakaszon a  $T_A = 52$ , a  $T_R = 2,48$ , a lónyai szakaszon pedig  $T_A = 33$ , a  $T_R = 1,74$ . 2009-ben tiszabecsnél a  $T_A = 57$ , a  $T_R = 2,48$ , a lónyai szakaszon pedig

$T_A = 31$ , a  $T_R = 2,07$ . 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 (57) és nagymértékben meghaladta a lónyai szakaszét (31).

A 2008-as mintavétel során a Tisza lónyai szakaszán sikerült kimutatnunk a védett vaskos csabak (*Telestes souffia*) 3. hazai előfordulását (HALASI-KOVÁCS 2009), de mivel a faj az alkalmilag előforduló fajok között szerepel, így értékszáma nem növelte egyik számolt értéket sem.

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.

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

Az Európai Parlament által 2000 októberében elfogadott Víz Keretirányelv (VKI) értelmében, Európai Unió tagországgént Magyarországnak is ki kellett dolgozni egy, a VKI követelményeinek is megfelelő felszíni vizekre vonatkozó monitorozási rendszert, illetve egy minősítési eljárást, mely alkalmas vizeink ökológiai állapotának meghatározására (WATER FRAMEWORK DIRECTIVE 2000). 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 igen összetett számításokból álló 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 szerzőpáros a Szamos hazai, vizsgált szakaszát a halközösség alapján a „Közepes, és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza” kategóriába sorolta, így erre a kategóriára (3.) vonatkozó értékszámokat kellett figyelembe vennem (HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2007).

A fent említett minősítési rendszer összetettségére való tekintettel a következőkben az egyes jellemzőkre vonatkozó pontszámokat nem, csak a minősítési kategóriákat mutatom be (13. táblázat).

13. táblázat: A víztestek minősítési értékhatárai (HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2011)

10 - 19	20 - 26	27 - 36	37 - 44	45 - 50
Rossz (R)	Gyenge (G)	Közepes (K)	Jó (J)	Kiváló (Ki)

A különböző évek fajszerkezetei alapján kiszámítottuk az EQI<sub>HRF</sub> értékét, melyet a hozzá tartozó minősítési kategóriával együtt a 14. táblázat mutat be. Nem elég csupán a minősítési kategóriákat regisztrálni, a kapott értékszámok is nagyon fontosak, hiszen 1-1 kategórián belül nagyobb különbségek is előfordulhatnak.

14. táblázat: Az EQI<sub>HRF</sub> alapján a különböző évekre kapott értékszámok és minősítési kategóriák

	1994	2000	2004	2005	2006	2007	2008	2009
érték	36	17	35	39	42	39	40	42
minősítés	K	R	K	J	J	J	J	J

A halfauna fajszerkezetét figyelembe véve a minősítés alapján a Szamos általunk vizsgált szakasza 1994-ben közepes minőségűnek értékelhető, az ehhez az évhez tartozó érték azonban a jó minőségi kategória határértékéhez közelít. A szennyezés évében a fajstruktúrában bekövetkezett drasztikus változás a minősítés alapján is jól látszik. 2000-ben a vizsgált víztest minősítési értéke 17, amely a rossz minőségi kategóriába sorolja az adott szakaszt. Ez a jelentős csökkenés is alátámasztja, hogy bár mindkét évben azonos számú faj került elő a Szamosból, és a biodiverzitás is látszólag hasonlóan adódott, a szennyezés következtében jelentős minőségromlás következett be.

A táblázatban szereplő értékeket vizsgálva megállapítható, hogy 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), továbbá a 2005-ös országos felmérés alapján a minősített víztestek csupán 5,17%-a ért el kiváló minősítést (HALASI-KOVÁCS *et al.* 2009).

Az előző fejezetben ismertetett egyéb mintavételi eredményeket ezzel a minősítési eljárással is kiértékeltem. A Felső-Tiszán 2008-ban mintavételeztünk (ANTAL & CSIPKÉS 2010), illetve 2009-ben a Tisza teljes hazai szakaszán történtek halfaunisztikai felmérések (GYÖRE & JÓZSA 2010). Az  $EQI_{HRF}$  értékét kiszámoltam mindkét év esetén a Tisza tiszabecsi és lónyi szakaszának halfaunája alapján is. A minősítés alapján 2008-ban a Tisza tiszabecsi szakasza kiválónak (46), ellenben a lónyai szakasza közepesnek (35) bizonyult, 2009-ben a Tisza mindkét szakasza jó (Tiszabecs: 42, Lónya: 39) minősítést ért el. Az  $EQI_{HRF}$  minősítés alapján elmondható, hogy a Szamos halfaunája 2008-ban még elmaradt a tiszabecsi szakasztól (bár 1 értékrenddel jobb volt, mint a lónyai szakasz), de 2009-ben már ugyanolyan minősítést ért el (jó: 42), mint a Felső-Tisza (Tiszabecsnél), mely kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (Natura 2000, Ramsari Egyezmény).

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.

### 5.3. 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.

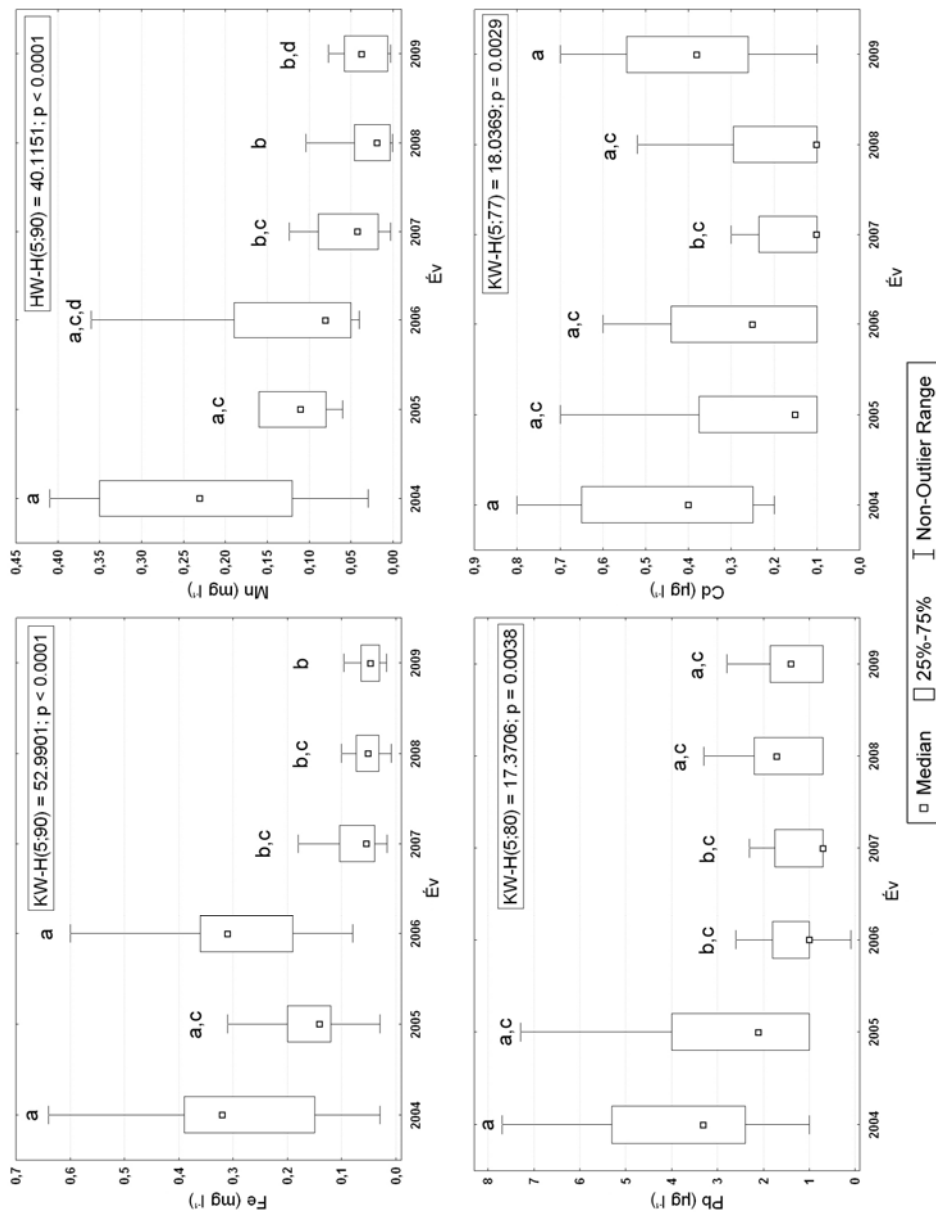
A Tiszántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (TIKTVF) és a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (FTVKTVF) az általuk mért vízkémiai adatokat táblázatos formában a rendelkezésemre bocsátották, így a következő elemzésnél ezeket használtam 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 FTVKTVF csengeri mérőállomása nem mér minden fémet, ezért ezeket az adatokat csak a cianid vonatkozásában szerepeltetem, a többi fém esetében egységesen a TIKTVF adatait használtam az elemzésben.

A 2004 és 2009 közötti mérések eredményeinek prezentálására a nagyszámú adat miatt a BOX-PLOT ábrázolási módot választottam (*11.a és 11.b ábra*).

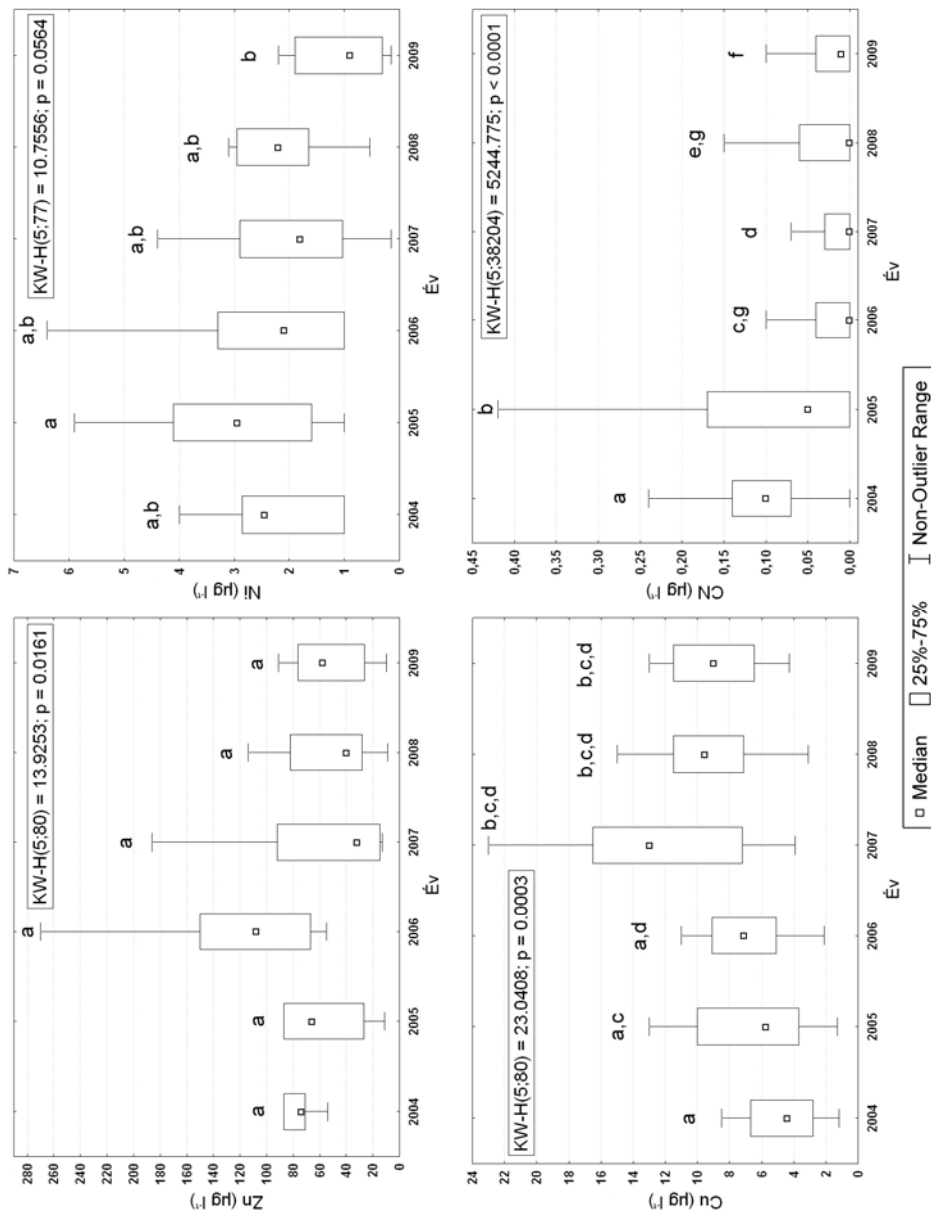
Az évenkénti mérési adatokból minden egyes elem esetében Kruskal-Wallis tesztet végeztem, hogy megállapítsam, van-e kimutatható szignifikáns különbség az egyes évek között a különböző fémek koncentrációjának vonatkozásában (*11.a és 11.b ábra*). Ezt követően az

egyres évek közötti páronkénti szignifikancia szintet Dunn-féle többszörös összehasonlító teszttel vizsgáltam (*11.a és 11.b ábra*). A páronkénti összehasonlítás során kapott szignifikáns különbségek meglétét a grafikonokon minden elem esetén az egyes évekhez tartozó eltérő betű jelzi (*11.a és 11.b ábra*).

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 (*11.a és 11.b ábra*). Csökkent továbbá a nikkell koncentrációja is, ez a csökkenés azonban nem bizonyult szignifikánsnak. Az előzőekkel ellentétben a réz koncentrációja azonban szignifikánsan növekedett a vizsgált években (*11.a és 11.b ábra*).



11.a ábra: A vízkémiai vizsgálatok eredményei  
 (az ábrán jelölve vannak a mediánok, az adatok 25-75% közé eső része, a még nem kiugró értékek szélső határa, a Kruskal-Wallis teszt és a páronkénti összehasonlítás eredménye, a KW esetén a mintaszámok is)



11.b ábra: A vízkémiai vizsgálatok eredményei (az ábrán jelölve vannak a mediánok, az adatok 25-75% közé eső része, a még nem kiugró értékek szélső határa, a Kruskal-Wallis teszt és a páronkénti összehasonlítás eredménye, a KW esetén a mintaszámok is)

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). Ugyanakkor, a Zazár (Săsar) és a Lápos (Lăpuș) folyók medencéjében történt felmérések felhívták a figyelmet a szakszerűtlenül megszüntetett bányák potenciális veszélyére. A bányák vágataiból kiömlő savas bányavíz továbbra is jelentősen terheli a környékbeli patakok, folyók vizét, ez magyarázhatja a réz koncentrációjának növekedését is. A felhagyott bányák és kutatóaknák, valamint a meddőhányók és zagytározók egy folyamatosan ketyegő ökológiai bombát jelentenek. A állandó nyomás alatt álló gátak folyamatosan gyengülnek és egy esetleges gátszakadással bármikor megismétlődhet a 2000. januári katasztrófa (ARDELEAN & WILHELM 2007, 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> nehézfém- és cianid-tartalmazó szennyezett víz került a Szamos mellékfolyójába, a Zazárba. Bár 2007. augusztus 29-ei sajtóközlemény szerint – melyet Fodor Gábor akkori környezetvédelmi és vízügyi miniszter adott ki – a szennyezés nem jelentett határon átnyúló környezeti veszélyt, de vízfolyások esetén ez az álláspont erősen megkérdőjelezhető (URL1, URL2). A FTVKTVF mérőállomásának óránkénti adatai szerint 2007. augusztus 30-án hajnalban, 1:00 és 8:00 között a cianid koncentrációja végig 0,1 µg l<sup>-1</sup> érték fölé emelkedett, ami ötszörös-tízszeres koncentráció emelkedést

jelent a 2007-ben mért átlagosan 0,01-0,02  $\mu\text{g l}^{-1}$  közötti értékekhez képest. Ez a koncentráció növekedés ugyan nem olyan drasztikus mértékű, mint amelyet 2000-ben mértek, ennek ellenére ezt az adatot nem hagyhatjuk figyelmen kívül. A 2007-ben a nyári mintavételünk időpontja a nagy meleg miatt későbbre tolódott, a mintavételezést így közvetlenül a szennyezés után, 2007.09.03-án végeztük. Ekkor csupán 19 fajt sikerült kimutatnunk, szemben a 2006. júniusi mintavételhez képest, amikor 22 volt a regisztrált fajok száma. A regenerálódási folyamatban észlelhető enyhe visszaesés, és a tény, hogy míg 2006-ban 27 fajt, addig 2007-ben csupán 23 fajt sikerült megfognunk a vizsgált folyószakaszon, azt sugallja, hogy a sajtóközleménnyel ellentétben az enyhébb szennyezésnek mégiscsak lehetnek 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 nehézfémek halakra gyakorolt hatását számos, leginkább külföldi publikáció tárgyalja. Összefoglalva elmondható, hogy a halak esetén a nehézfém elemzések legtöbbször izomszövetből, májból és kopolyúból történnek, de több publikáció is arról számol be, hogy a veséből, a lépből és a bőrből is kimutathatóak a nehézfémek (NAGY *et al.* 2001, 2002, 2003, DOBARADARAN *et al.* 2010, JABEEN & CHAUDHRY 2010, KOVÁCS & KISS 2010, NWANI *et al.* 2010, ZAREI *et al.* 2011, COPAT *et al.* 2012, KHOSHNAMVAND *et al.* 2013). Ezekben a szövetekben felhalmozódhatnak a nehézfémek és gátolhatják a sejtek működését, bizonyos esetekben a halak pusztulásához is vezethetnek (RAJOTTE & COUTURE 2002, COUTURE & RAJENDER KUMAR 2003). A különböző halfajok változó életkora és a nehézfémek szövetekben felhalmozódó tulajdonsága lehetővé teszi, hogy ne csak egy pillanatnyi állapotot vizsgáljunk, – mint a víz és üledék vizsgálatok során – hanem következtethetünk a múltban bekövetkezett szennyezésekre és azok

fokára is. Ezek a vizsgálatok magas költségigényük miatt azonban hazánkban kevésbé elterjedtek.

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 az azt megelőző időszakhoz képest. Feltételezésem szerint ez a pozitív változás hatással volt a halakra is, miáltal 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 újranevelésében 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.

## 6. Összefoglalás

Magyarország jelentősebb vízfolyásainak forrásvidéke 90%-ban külföldön található, így a hazánk nagymértékben ki van szolgáltatva a szomszédos, felvízi országoknak (MAROSI & SOMOGYI 1990, MEZŐSI 2011). Így volt ez Közép-Európa legnagyobb ökológiai katasztrófájakor is, amikor 2000 januárjának végén a romániai Nagybánya (Baia Mare) közelében működő nemesfémipari vállalat egyik zagytározója átszakadt, ily módon mintegy 100 000 m<sup>3</sup> cianiddal és nehézfémekkel rendkívüli mértékben terhelt szennyvíz került a Zazár (Săsar) és Lápos (Lăpuș) folyók közvetítésével a Szamosba (Someș), majd a Tiszán és a Dunán keresztül a Fekete-tengerbe (FERENC 2006). A szennyezés rendkívüli károkat okozott levonulási útvonalának teljes vízi ökológiai rendszerében, melyet a szennyezés évében történt kutatások is igazoltak (GULYÁS 2002). A legnagyobb kár talán az említett vízfolyások halfaunájában keletkezett, hiszen becsült adatok alapján 1241 tonna hal pusztult el a hazai folyószakaszokon (GYÖRE *et al.* 2001).

Munkánk során 2004 és 2009 közötti években évszakonkénti mintavételek segítségével követtük nyomon a Szamos halfaunájának változását. A Szamos halfaunáját jól ismerjük a szennyezés előtti időkből (HARKA 1995, BĂNĂRESCU *et al.* 1999), valamint közvetlenül a szennyezés évében is készült felmérés az érintett folyószakaszokon (GYÖRE *et al.* 2001), így adatainkat a kiértékelés során többségében az ezekben a közleményekben fellelhető, azonos folyószakaszra vonatkozó adatokkal hasonlítottam össze. A Tiszántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, valamint a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (FTVKTVF) jóvoltából a mintavételeink éveiben a Szamoson történt vízkémiai vizsgálatok adataival is össze tudtam vetni eredményeinket.

2004 tavaszától 18 mintavételre került sor a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretei között, mely során összesen 11 halcsalád 37 fajának 18751 egyedét sikerült kimutatnunk a Szamosból. A folyó kiváló fajszerkezetét bizonyítja, hogy a regisztrál fajok közül

4 faj fokozottan védett, 10 védett Magyarországon, további 7 pedig szerepel valamelyik, a természetes élővilág és élőhelyek védelmét célzó nemzetközi egyezmény függelékében (Berni-egyezmény, Natura 2000). Nem védett faj, de kiemelendő a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*), melynek Kárpát-medencei előfordulását 2009-ben elsőként sikerült regisztrálnunk a Szamosból (HALASI-KOVÁCS *et al.* 2011).

Eredményeink értelmezéséhez többféle kiértékelési módszert is alkalmaztam, melyeket a célkitűzéseinkben ismertetett sorrendben foglalom össze.

1. A fajösszetétel változásának vizsgálata során a fajkicserélődés- (*species turnover*) és a hasonlóság mértékének számításai igazolták, hogy az 1990-es évek eredményeihez képest milyen drasztikus változás történt a Szamos halfaunájában a szennyezés idején, továbbá, hogy eredményeink is nagymértékben eltérnek a 2000-es évhez képest. A számítások során egyértelműen igazolódott, hogy a Szamos halfaunájában lassú, de folyamatos fajátrendeződési folyamat ment végbe. Ezt megerősítette az eredményeink funkcionális guildék szerinti elemzése is.

2. A Szamos vizsgált szakaszát a halközösség alapján a „*Közepes, és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza*” kategóriába sorolhatjuk (HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2007), ami azt jelenti, hogy elsősorban a reofil és specialista fajoknak kedvező víztípus. Ezek mellett az adventív fajok aránya is fontos, hiszen azok leginkább a zavart ökológiai rendszerekben tudnak érvényesülni. A funkcionális guildék elemzése alapján megállapítható, hogy a szennyezéskor a generalista, a stagnofil és az adventív fajok aránya a korábbi évekhez képest drasztikusan megemelkedett, a szennyezést követően azonban a csoportösszetétel folyamatosan közelített a kiindulási, 1994-ben tapasztalt összetételhez. 2004-től egyértelműen növekedett a reofil és a specialista fajok aránya, míg az őshonos fajok végig 99% feletti abundanciával voltak kimutathatóak, ami országos viszonylatban is kimagaslóan jó érték. 2006 és 2007 között azonban az előremutató folyamatban egy visszaesést tapasztaltunk, melynek magyarázatát a további elemzésekben kerestük.

Elemeztem a halcsaládok évenkénti előfordulását és vizsgáltam az egyes halfajok tömegességi viszonyait is a különböző években. Mindkét

esetben hasonló eredményeket kaptam. A felmérésünk kezdeti évében a pontyfélék családjához tartozó fajok domináltak, amelyek – néhány faj kivételével – a környezeti változásokra kevésbé érzékeny fajok közé tartoznak. Ezzel szemben 2009-ben a környezeti változásokra érzékenyebben reagáló halcsaládok (ingolafélék, tokfélék, tőkehalfélék, sügérfélék) voltak inkább jellemzőbbek. A 2009 irányába mutató jelentős taxongazdagodási átmenet is igazolta a halfauna összetételében végbement pozitív változásokat. Több olyan érzékeny faj (sujtásos kűsz, menyhal, magyar bucó) is szubdomináns fajjává lépett elő, amelyek felmérésünk előtt nem voltak kimutathatóak a Szamos vizsgált szakaszán.

Tovább vizsgálva az egyes mintavételi évek fajszerkezetének hasonlóságát klaszter-analízist és főkoordináta analízist is végeztem, melyek azonos eredményt hoztak. A 2006-os és 2009-es mintavételi évek fajszerkezete hasonlóan bizonyult egymáshoz és a szennyezés előtti állapotra jellemző fajszerkezethez is. A 2000-es év fajszerkezetét tekintve egyértelműen elkülönül a többitől, és a 2004-2005, valamint a 2007-2008 évek adatai páronként nagyobb hasonlóságot mutatnak. A pozitív irányú változások folyamatosságában korábban tapasztalt visszaesést ezek az elemzések is megerősítették.

3. A fajszerkezetek biodiverzitás vizsgálata is azt támasztotta alá, hogy 2006 és 2007 között valamilyen negatív külső hatás érthette a Szamos ökológiai rendszerét, mert a 2006-ban tapasztalt magas diverzitási érték visszaesett, majd ismét emelkedni kezdett.

Visszaesés, majd emelkedés volt megfigyelhető az NBmR által javasolt természetvédelmi érték meghatározása és a „magyarországi vízfolyások halközösség alapú ökológiai minősítési rendszere” (EQI<sub>HRF</sub>) szerint történt értékelés során is (SALLAI *et al.* 2008, HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2011). Örömteli tény, hogy 2009-ben a Szamos minősítése mindkét rendszer esetén ugyanolyan „jó” minősítést ért el, mint a Felső-Tisza, mely kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (Natura 2000, Ramsari Egyezmény).

4. A feltételezett negatív külső behatás igazolását a vízkémiai adatokban kerestem. A vízkémiai vizsgálatok eredményeinek kiértékelése során a cianid [CN] koncentrációja mellett a cink [Zn], a kadmium [Cd],

a mangán [Mn], a nikkell [Ni], az ólom [Pb], a réz [Cu] és a vas [Fe] koncentrációjának változásait követtem nyomon. Megállapítható, hogy a legtöbb nehézfém koncentrációja minden mintavételi évben szignifikánsan csökkent ez alól csupán a réz volt kivétel, amelynek koncentrációja folyamatosan emelkedett. Szakirodalmi adatok alapján a halak tekintetében a réz a kevésbé limitáló elemek közé tartozik, így annak emelkedése nem ad okot komolyabb aggodalomra (MATASIN *et al.* 2011a, 2011b). A nehézfémek mennyiségének csökkenése valószínűleg a bányászat aktivitásának visszaesésével és a bányák nagy részének bezárásával hozható összefüggésbe (WILHELM *et al.* 2009). Elemzésem igazolta, hogy a halfauna jelentős mértékű pozitív változásában – a Tisza és a Szamos kísérelő holtmedrek mellett – a vízminőség javulása is fontos szerepet játszhatott.

A Szamos halközösségének javulásában tapasztalt 2007-es visszaesés egy lehetséges magyarázata, hogy 2007 nyarán a Nagybánya környéki állami REMIN bányavállalat egyik zagyszállító vezetéke megrepedt és 8 m<sup>3</sup> nehézfémet és cianidot tartalmazó szennyezett víz került a Szamos mellékfolyójába, a Zazárba. A FTVKTVF mérőállomásának óránkénti adatai szerint 2007. augusztus 30-án hajnalban a cianid koncentrációja az átlagosan mért értékek többszörösére emelkedett és több órán keresztül meghaladta a 0,1 µg l<sup>-1</sup> értéket. Ennek a kisebb mértékű szennyezésnek nem voltak olyan drasztikus következményei, mint a 2000-ben történt eseményeknek, azonban azt feltételezem, hogy a Szamos ökológiai rendszerére ez is káros hatással lehetett. Ugyanakkor a vízkémiai adatok alapján 2007-ben több nehézfém koncentrációja nagymértékben lecsökkent az azt megelőző években mért általánosan magasabb koncentrációjukhoz viszonyítva. Irodalmi adatok alapján jól ismert a nehézfémek akkumulálódó tulajdonsága. Halak izomszövetéből, májából, kopolyájából, veséjéből, lépéből és a bőréből is kimutathatóak a nehézfémek, ezekben a szövetekben felhalmozódhatnak a nehézfémek és gátolhatják a sejtek működését, bizonyos esetekben a halak pusztulásához is vezethetnek (RAJOTTE & COUTURE 2002, COUTURE & RAJENDER KUMAR 2003). Feltételezésem szerint a vízkémiai paraméterekben

bekövetkező minőségbeli javulás, azaz a nehézfémek terhelésének csökkenése kedvezően hatott a Szamos halfaunájára is.

Felmérésünk eredményei alapján elmondható, hogy a folyó önregeneráló képessége egy ilyen jelentős mértékű ökológiai katasztrófa hatásaival is meg tudott birkózni. A szennyezés utáni pozitív irányú változások lejátszódásához a káros antropogén hatások csökkenése is hozzájárult. A szennyezés évében a beavatkozási lehetőségeket elemző ökológusok a természetes úton történő rehabilitáció fontosságát hangsúlyozták, véleményük szerint a folyamatot nem szabad meggondolatlan beavatkozásokkal siettetni, bízni kell az élővilág önszerveződési képességében (DÉVAI *et al.* 2002). Véleményük jogosságát és megalapozottságát az elmúlt időszak történései minden szinten igazolták.

Összességében megállapítható az is, hogy a halak joggal szerepelnek a VKI minősítésre alkalmasnak tartott biológiai elemei között, hiszen középtávú felmérésünk során tapasztalt fajszerkezetbeli változásokat a vízkémiai vizsgálatok eredményei 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.

## 7. Summary

The headwaters of the main water flows of Hungary can be found in 90% 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 R. Szamos (Someş) through R. Zazár (Săsar), and R. Lăpos (Lăpuş), and then the contamination reached the Black Sea through R. Tisza, and R. Danube (FERENC 2006). The pollution caused extrem damages in the entire aquatic ecological system along its pass, which was also proved by the investigations in the year of the pollution (GULYÁS 2002). The most significant damages occurred probably in the fish fauna of the mentioned water flows, as 1241 tonnes of fish perished in the Hungarian river sections (GYÖRE *et al.* 2001) according to the estimated data.

The alteration of the fish fauna of R. Szamos was monitored between 2004 and 2009 by three times sampling in every year, (spring, summer and autumn). The pre-pollution fish fauna of R. Szamos (Someş) is well known from the literature (HARKA 1995, BĂNĂRESCU *et al.* 1999), and a survey was also made in the year of the pollution on the involved section (GYÖRE *et al.* 2001). Our data were compared with literary data regarding to the same river section. The results were also analyzed in the light of physico-chemical data of R. Szamos (Someş) provided by the Environmental Protection, Nature Conservation and Water Authority, Trans-Tiszanian Region and the Upper-Tisza Regional and Water Directorate.

Sampling was carried out in the frame of the Hungarian National Biodiversity-monitoring System from 2004, 18,751 individuals of 37 fish species of 11 fish families were collected and identified from R. Szamos (Someş). Among the registered species 4 are strictly protected, 10 are

protected in Hungary, and additional 7 species appear in the appendix of some international convention, targeting the protection of habitats and natural flora and fauna (Bern Convention, Natura 2000), which prove the excellent species structure of the river. Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) is not a protected species but it is worth to mention, because our report was the first record of the species in both R. Szamos/Someş and Carpathian basin (HALASI-KOVÁCS *et al.* 2011).

Several different methods were used for data evaluation. These are summarized in the order set in our aims.

1. Calculations about the extent of species turnover and similarity proved that there was a radical alteration in the fish fauna of R. Szamos (Someş) during the pollution in comparison with the results from the 1990s. In addition, our results differed significantly also from the data of the year 2000. It turned out unequivocally during the calculation that slow but continuous regeneration occurred in the fish fauna of R. Szamos (Someş). It was also confirmed by the analysis of our results on the basis of functional guilds.

2. The studied Hungarian section of R. Szamos (Someş) can be ranked into the category of “*hilly section of mid-sized and large rivers with high sloped and gravelled bottom*” (HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2007) on the basis of fish community composition. This water type is mainly favourable for rheophilic and specialist species. Beside this, rates of adventive species are also important, because these can succeed mainly in unstable ecological systems. On the basis of the analysis of functional guilds, it can be established that the rate of generalist, stagnophilic, and adventive species increased radically from the previous years to the time of pollution, while fish fauna structure was getting continuously closer to the starting composition, which was observed in 1994. The rate of rheophilic and specialist species increased unequivocally from 2004. Native species were showed with more than 99% abundance, which is a prominently good value also in national scale. However, a decrease was found in the forwarding process between 2006 and 2007, the explanation of this was tried to be found by further analysis.

The annually existence of fish families was analyzed, and the density relation of certain species in different years was also investigated. Similar results were obtained in both case. Species from the Cyprinidae family were present in a larger extent in the first year of the survey, because these species - except some of them - are less sensitive for the environmental changes. On the other hand, fish families which are more sensitive for the environmental changes (Petromyzontidae, Acipenseridae, Lotidae, Percidae) were rather characteristic in 2009. Positive changes in the composition of fish fauna was also proved by the significant taxon enrichment towards 2009. More sensitive species, such as riffle minnow, burbot, zingel, which were previously not reported on the investigated section of R. Szamos, became subdominant.

Cluster analysis and main coordinate analysis were also applied during the further investigation of the similarity of species structure in the sampling years. These methods showed the same results. Species structure of the sampling years of 2006 and 2009 proved to be similar not just to each other but also to the species structure of the pre-pollution period. Considering the species structure of the year 2000, it differs significantly from the others. Data from 2004-2005 and 2007-2008 show more considerable similarity in pairs. These analyses also strengthened the observed decrease in the continuity of positive alterations.

3. The biodiversity survey of species structures also support that the ecological system of R. Szamos (Someş) may have been influenced by some kind of negative effect: The high diversity value, which was observed in 2006, decreased and then started to increase again.

Decrease, then increase was also observed during the evaluation according to the „absolute and relative conservation value of the fish fauna” and the „Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes” ( $EQI_{HRF}$ ) (SALLAI *et al.* 2008, HALASI-KOVÁCS & TÓTHMÉRÉSZ 2011). It is a joyful fact that on the basis of these calculations the grading of R. Szamos (Someş) were in the “good” category in 2009 as Upper-Tisza, which is one of the sites of community importance (SCI) and special protection areas (SPA) (Natura 2000, Ramsar Site).

4. Justification of the presumed negative exterior effect was searched in water chemical data. Beside cyanide (CN), concentration changes of zinc (Zn), cadmium (Cd), manganese (Mn), nickel (Ni), lead (Pb), copper (Cu), and iron (Fe) were tracked during the evaluation of the results of water chemical measurements. It can be established that the concentration of most heavy metals decreased significantly in every sampling year, except copper, because its concentration increased continuously. On the basis of literary data, copper is considered as a less limiting element for fishes, so increase of its concentration is not a cause for serious concern (MATASIN *et al.* 2011a, 2011b). The reduction of the quantity of heavy metals can be related to the decline of the activity of mining, and also to the closing of several mines (WILHELM *et al.* 2009). My investigation also showed that the improvement of water quality also played an essential role in the significant positive alteration of the fish fauna, beside the positive effects of R. Tisza, and the oxbows following R. Szamos.

One of the possible explanations for the observed decrease in the improvement of fish community of R. Szamos (Someş) in 2007 is the following event: One of the tailing tube of the state-owned REMIN mining company next to Nagybánya (Baia Mare) ruptured in the summer of 2007 and 8 m<sup>3</sup> heavy metal and cyanide containing water got into Zazár (Săsar), the tributary of R. Szamos (Someş). According to the hourly data of the River Monitoring System of Upper-Tisza Regional Water Directorate, the concentration of cyanide rose significantly above the average measured level and exceeded the value of 0,1 µg l<sup>-1</sup> for more hours on the 30<sup>th</sup> of August at dawn. This smaller pollution did not have as radical results as it happened in 2000, however it can be presumed that it might had harmful effect on the ecological system of R. Szamos (Someş). The concentration of several heavy metals decreased significantly in 2007 in comparison with their higher average concentration in previous years, according to the water chemical data. The accumulating ability of heavy metals is well-known. Heavy metals can be detected in muscular tissue, liver, gill, kidney, spleen, and skin, heavy metals can be accumulated in these tissues and hinder cell functions, and also can lead to the perish of fishes in some cases (RAJOTTE & COUTURE

2002, COUTURE & RAJENDER KUMAR 2003). It can be presumed that qualitative improvement in water chemical parameters; otherwise the decrease of heavy metal load had an advantageous effect also on the fish fauna of R. Szamos (Someş).

On the basis of the results of our survey we can say that the regeneration potential of the river could overcome the effects of this huge ecological disaster. The decrease of harmful anthropogenic effects also contributed to the positive alterations after the pollution. Ecologists, who analyzed the possibilities of the intervention, emphasized the importance of natural rehabilitation, according to their opinion the process must not be rushed by inconsiderate interventions, we have to trust in the regeneration potential of wildlife (DÉVAI *et al.* 2002). The plots of the last period proved their justified and well-established opinion.

To sum up we can say that fish are included rightly among those biological elements which are suited to the qualification by Water Framework Directive, because the results of the water chemical measurements support unequivocally the alterations in the species structure which were observed in our middle-scale survey.

### **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.

## 8. Köszönetnyilvánítás

Tisztelettel és szeretettel szeretném megköszönni *Dr. Harka Ákosnak*, hogy gimnáziumi éveim alatt felkeltette érdeklődésemet a természettudományok iránt. Külön köszönöm oktató-nevelő, jótékony segítségét, türelmét és rendkívül hasznos tanácsait. Atyai támogatása végig kísért és kísér ma is pályámon.

Szeretettel mondok köszönetet témavezetőmnek, *Dr. Nagy Sándor Alexnak*, akitől mindig megkaptam azt a szakmai és baráti segítséget, bizalmat, biztatást és iránymutatást, amelyet egy Ph.D. hallgató csak remélhet pályafutása kezdetén.

Külön köszönet illeti *Halasi-Kovács Bélát*, akitől oly sokat tanulhattam és mindvégig támogatott, segített, amiben csak tudott. Személye meghatározó volt a terepi rutin elsajátításában és publikációs tevékenységemre egyaránt.

Köszönök minden segítséget az alábbiakban felsorolt tanárainknak, kollégáimnak, barátainknak, szakdolgozóknak, akik hozzájárultak szakmai fejlődésemhez és ahhoz, hogy ez a munka létrejöhesse: *Prof. Dr. Dévai György, Prof. Dr. Tóthmérész Béla, Dr. Grigorszky István, Dr. Bácsi István, Dr. Szabó László József, Dr. Simon Edina, Dr. Török Péter, Bereczki Csaba, Berzi-Nagy László, Dr. Boros Gergely, Czeglédi István, Csipkés Roland, Gergely András, Halasi-Kovácsné Benkhard Borbála, Hegedűs Tibor, Kalmár Attila, Mozsár Attila, Papp Gábor, Patkovics Gábor, Sály Péter, Sorosi Antal, Sorosi Péter, Dr. Takács Péter, Tóth Mihály.*

Kutatómunkámat anyagilag a *DE TTK Hidrobiológiai Tanszéke*, a *Vidékfejlesztési Minisztérium Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Programja*, valamint a *SCIAP Kft.* támogatta.

Külön hálával tartozom *szüleimnek*, akik tisztességre, szorgalomra, az igényes és pontos munka szeretetére neveltek. Tanulmányaimat, szakmai törekvéseimet mindvégig feltétel nélkül támogatták. Végül, de nem utolsó sorban, hálás köszönet illeti *feleségemet*, akire mindig és mindenben számíthattam, továbbá biztosította számomra a nyugodt családi hátteret.

## 9. Felhasznált irodalom

- AHNELT, H., BIANCO, P.G., SCHWAMMER, H. (1995): Systematics and zoogeography of *Knipowitschia caucasica* (Teleostei: Gobiidae) based on new records from the Aegean Anatolian area. – *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 6: 49–60.
- AHNELT, H., BĂNĂRESCU, P., SPOLWIND, R., HARKA, Á., WAIDBACHER, H. (1998): Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns? – *Biologia Bratislava* 53/5: 665–678.
- ANTAL L., CSIPKÉS R. (2010): Natura 2000-es halfajok állományfelmérése a Felső-Tiszán. – *Hidrológiai Közöny* 90/6: 5–7.
- ARDELEAN G., WILHELM S. (2007): A színesfém-kitermelés hatása a halfaunára a Lápos folyó medrében. – *Pisces Hungarici* 1: 6–8.
- ALLOWAY, B.J., DAVIES, B.E. (1971): Trace element content of soils affected by base metal mining in Wales. – *Geoderma* 5: 197–208.
- BĂNĂRESCU, P.M., TELCEAN, I., NALBANT, T.T., HARKA, Á., CIOBANU, M. (1999): The fish fauna of the River Someş/Szamos basin. p. 249–268. In: SÁRKÁNY-KISS, A., HAMAR, J. (eds.): The Someş/Szamos River Valley. Tiscia Monograph Series 3.
- 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.
- BÍRÓ P. (1971): Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. – *Halászat* 64/1: 22–23.
- BÍRÓ, P. (1972): *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton – a Ponto-Caspian goby new to the fauna of Central Europe. – *Journal of Fish Biology* 4/2: 249–255.
- BORZA, P., ERŐS, T., OERTEL, N. (2009): Food resource partitioning between two invasive gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the

littoral zone of the River Danube, Hungary. – *International Review of Hydrobiology* 94/5: 609–621.

- 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.
- BRADLEY, S.B., COX, J.J. (1986): Heavy metals in the Hamps and Manifold valleys, North Staffordshire, U.K.: distribution in floodplain soils. – *Science of the Total Environment* 50: 103–128.
- CASTILLO, E., CORTES-MARAMBA, N.P., REYES, J.P., MAKALINAO, I., DIOQUINO, C., FRANCISCO-RIVIERA, A.T., TIMBANG, R. (2003): Health and environmental assessment of the impact of mine tailings spillage in the Philippines. – *Journal de Physique* 107: 275–279.
- CLEVEN, R.F.M.J., VAN BRUGGEN, M. (2000): The cyanide accident in Barskoon (Kyrgyzstan). – *National Institute of Public Health and the Environment Report no. 609026 001*, pp. 35.
- COPAT, C., BELLA, F., CATAING, M., FALLICO, R., SCIACCA, S., FERRANTE, M. (2012): Heavy Metals Concentrations in Fish from Sicily (Mediterranean Sea) and Evaluation of Possible Health Risks to Consumers. – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88: 78–83.
- 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-GISPERS, A., WIESNER, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? – *Journal of Applied Ichthyology* 21: 242–262.
- COPP, G.H., KOVÁČ, V., ZWEIMÜLLER, I., DIAS, A., NASCIMENTO, M., BALÁŽOVÁ, M. (2008): Preliminary study of dietary interactions between invading Ponto-Caspian gobies and some native fish species in the River Danube near Bratislava (Slovakia). – *Aquatic Invasions* 3: 189–196.

- COUTURE, P., RAJENDER KUMAR, P. (2003): Impairment of metabolic capacities in copper and cadmium contaminated wild yellow perch (*Perca flavescens*). – *Aquatic Toxicology* 64: 107–120.
- CUNNINGHAM, S.A. (2005): Incident, accident, catastrophe: cyanide on the Danube. – *Disasters* 29: 99–128.
- DÉVAI GY., BERCSIK Á., BIRÓ P., GALLÉ L., GULYÁS P., BANCSEI I. (2002): A Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Tudományok Osztálya Tiszai Tudományos Bizottságának helyzetelemzése és állásfoglalása. – *Acta biologica debrecina: Supplementum oecologica hungarica* 11/2: 11–22.
- DOBARADARAN, S., NADDAFI, K., NAZMARA, S., GHAEDI, H. (2010): Heavy metals (Cd, Cu, Ni and Pb) content in two fish species of Persian Gulf in Bushehr Port, Iran. – *African Journal of Biotechnology* 9: 6191–6193.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere (2<sup>nd</sup> ed.). MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 876.
- 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.
- ECONOMIDIS, P.S., MILLER, P.J. (1990): Systematics of freshwater gobies from Greece (Teleostei: Gobiidae). – *Journal of Zoology* 221: 125–170.
- ERŐS T., GUTI G. (1997): Kessler-géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. – *Halászat* 90: 83–84.
- ERŐS, T., SEVCSIK, A., TÓTH, B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. – *Journal of Applied Ichthyology* 21/4: 350–357.
- ERŐS, T., TÓTH, B., SEVCSIK, 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.
- 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.
- FERENC, L. (2006): Lessons learned from the cyanide and heavy metal accidental water pollution in the Tisa river basin in the year 2000. p. 43–50. In: DURA, GY., KAMBOUROVA, V., SIMEONOVA, F. (eds.): Management of Intentional and Accidental Water Pollution. Springer Netherlands.
- FLEIT E. (2001): Nehézfém mintázatok a tiszai csuka (*Esox lucius* L.) állományban. – *Halászat* 94/3: 119-124.
- FÖLDESSY J., BÖHM J. (2012): Arany és cianid – lehetőségek és kockázatok. – *Magyar Tudomány* 173/5: 532–540.
- 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.
- GOZLAN, R.E., ANDREOU, D., ASAEDA, T., BEYER, K., BOUHADAD, R., BURNARD, D., CAIOLA, N., CAKIC, P., DJIKANOVIC, V., ESMAEILI, H.R., FALKA, I., GOLICHER, D., HARKA, A., JENEY, G., KOVÁČ, V., MUSIL, J., NOCITA, A., POVZ, M., POULET, N., VIRBICKAS, T., WOLTER, C., SERHAN TARKAN, A., TRICARICO, E., TRICHKOVA, T., VERREYCKEN, H., WITKOWSKI, A., GUANG ZHANG, C., ZWEIMUELLER, I., ROBERT BRITTON, J. (2010): Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: Towards a better understanding of freshwater fish invasions. – *Fish and Fisheries* 11/4: 315–340.

- GRABOWSKA, J., KOTUSZ, J., WITKOWSKI, A. (2010): Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. – *Folia Zoologica* 59/1: 73–85.
- GRAPHPAD SOFTWARE (2007): GraphPad Prism version 5.01 for Windows, GraphPad Software, San Diego California USA, www.graphpad.com
- GRIFFITH, J.J. (1919): Influence of mines upon land and livestock in Cardiganshire. – *Journal of Agricultural Science (Cambridge)* 9: 366–395.
- GRIMALT, J.O., FERRER, M., MACPHERSON, E. (1999): The mine tailing accident in Aznalcollar. – *The Science of the Total Environment* 242: 3–11.
- 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.
- GUTI G. (1997): A Duna szigetközi szakaszának halfaunája. – *Halászat* 90/3: 129–140.
- GUTI G. (2000): A ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) terjedése a Közép-Duna térségében. – *Hidrológiai Közöny* 80/5-6: 303–305.
- GUTI G., ERŐS T., SZALÓKY Z., TÓTH B. (2003): A kerekfejű géb, a *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. – *Halászat* 96/3: 116–119.
- GUTI G. (2007): A Mosoni-Duna halegyütteseinek longitudinális mintázata. – *Hidrológiai Közöny* 87/6: 45–48.
- GYÖRE K., SALLAI Z., CSIKAI CS. (1995): A Tisza magyarországi felső szakaszának halfaunája. – *Halászat* 88/4: 144–148.

- GYÖRE, K., SALLAI, Z., CSIKAI, CS. (1999): Data to the fish fauna of River Tisa and its tributaries in Hungary and Romania. p. 455–470. In: HAMAR, J., SÁRKÁNY-KISS, A. (eds.): The Upper Tisa Valley. Tiscia Monograph Series 4.
- 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. (2009): A magyar és a német bucó (*Zingel zingel*, *Z. streber*) elterjedési mintázatának változása a romániai eredetű cianidszennyezés hatására a Tisza magyarországi felső szakaszán. – *Pisces Hungarici* 3: 39–45.
- GYÖRE K., JÓZSA V. (2010): A Tisza halközösségének monitorozása 2009-ben. – *Pisces Hungarici* 4: 39–59.
- GYÖRE K., LENYGEL P., SALLAI Z., JÓZSA V. (2012): A halközösség diverzitása a Tisza öt magyarországi szakaszán. – *Pisces Hungarici* 6: 25–34.
- HALASI-KOVÁCS B., TÓTHMÉRÉSZ B. (2007): Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. – *Hidrológiai Közöny* 87/6: 179–182.
- HALASI-KOVÁCS B. (2009): Újabb vaskos csabak (*Leuciscus souffia agassizi*) a Felső-Tiszából. – *Halászat* 102/1: 20.
- HALASI-KOVÁCS B., ERŐS T., HARKA Á., NAGY S.A., SALLAI Z., TÓTHMÉRÉSZ B. (2009): A magyarországi folyóvíztestek halközösség alapú minősítése. – *Pisces Hungarici* 3: 47–58.
- 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. (1992): Adatok a Sajó és Hernád vízrendszerének halfaunájáról. – *Állattani Közlemények* 78: 33–39.
- HARKA Á. (1993a): A Tisza új halfaja: a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*). – *Calandrella* 7/1-2: 151–152.
- HARKA Á. (1993b): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjeszkedése. – *Halászat* 86/4: 180–181.
- HARKA Á. (1995): A Szamos halfaunája. – *Halászat* 88/1: 14–19.
- HARKA Á., SALLAI Z. (2004): Magyarország halfaunája. – Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- HARKA Á., HALASI-KOVÁCS B., SEVCSIK A., TÓTH B., ERŐS T. (2005): A csupasztorkú géb [*Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857)] első észlelései a Duna magyar szakaszán. – *Halászat* 98/4: 163–168.
- HARKA Á., BÍRÓ P. (2006): Ponto-kaspikus halfajok jelenkori terjedése Közép-Európában. – *Halászat* 99/1: 33–41.
- HARKA, Á., BÍRÓ, P. (2007): New patterns in danubian distribution of pon-to-caspian gobies – a result of global climatic change and/or canalization? – *Electronic Journal of Ichthyology* 3: 1–14. – <http://ichthyology.tau.ac.il>
- HARKA Á., SZEPESI ZS., HALASI-KOVÁCS B. (2007): A vízminőség javulásának hatása a Sajó magyar szakaszának halfaunájára. – *Pisces Hungarici* 2: 51–64.
- 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. (2010): Halott vizek a vörösiszap-áradat nyomán - A Marcal és a Torna-patak esélyei. – *Élet és tudomány* 65: 1414–1416.
- HARKA Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. – *Halászat* 104/3-4: 99–104.

- HARKA Á., PAPP G., NYESTE K. (2012): A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.). – *Halászat* 105/2: 17.
- HERMAN O. (1887): A magyar halászat könyve I-II. – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 860.
- 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.
- HUDSON-EDWARDS, K.A., MACKLIN, M.G., TAYLOR, M.P. (1999a): 2000 years of sediment-borne heavy metal storage in the Yorkshire Ouse basin, NE England, UK. – *Hydrological Processes* 13: 1087–1102.
- HUDSON-EDWARDS, K.A., SCHELL, C., MACKLIN, M.G. (1999b): Mineralogy and geochemistry of alluvium contaminated by metal mining in the Rio Tinto area, southwest Spain. – *Applied Geochemistry* 14: 1015–1030.
- HUDSON-EDWARDS, K.A., MACKLIN, M.G., MILLER, J.R., LECHLER, P.J. (2001): Sources, distribution and storage of heavy metals in the Río Pilcomayo, Bolivia. – *Journal of Geochemical Exploration* 72: 229–250.
- IMRE A., ERDELICS B. (2002): Ökológiai és ökotoxikológiai vizsgálatok a Felső-Tiszán és a Szamoson a 2000. évi cianid- és nehézfémzennyezés idején. – *Acta biologica debrecina: Supplementum oecologica hungarica* 11/2: 95–106.
- JABEEN, F., CHAUDHRY, A.S. (2010): Monitoring trace metals in different tissues of *Cyprinus carpio* from the Indus River in Pakistan. – *Environmental Monitoring and Assessment* 170: 645–656.
- JONES, M.G., BICKAR, D., WILSON, M.T., BRUNORI, M., COLOSIMO, A., SARTI, P. (1984): A re-examination of the reactions of cyanide with cytochrome *c* oxidase. – *Biochemical Journal* 220: 57–66.
- KARBASSI, A.R., NABI BIDHENDI, GH.R., GHAZBAN, F., KOKABI HABIBZADEB, SH. (2010): Chemical partitioning & pollution intensity of heavy metals in siahrud river sediment. – *Journal of Environmental Studies* 36/53: 11–20.

- 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.
- KHOSHNAMVAND, M., KABOODVANDPOUR, S., GHIASI, F. (2013): A comparative study of accumulated total mercury among white muscle, red muscle and liver tissues of common carp and silver carp from the Sanandaj Gheshlagh Reservoir in Iran. – *Chemosphere* 90: 1236–1241.
- KOTTELAT, M., FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. – Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- KOVAČIĆ, M., PALLAORO, A. (2003): Is *Knipowitschia caucasica*-like form from the Adriatic sea a new goby species? Evidence from a morphological approach in the eastern Adriatic sea. – *Cybium* 27/2: 131–136.
- KOVÁCS E., KISS T. (2010): Nehézfém bioakkumuláció marosi halakban: Potenciális környezeti veszélyforrás a Maros mentén élőkre? – *Hidrológiai közlöny* 90/5: 51-54.
- KRAFT, C., VON TÜMLING, 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.
- KRIESCH J. (1868): Halaink és haltenyésztésünk. – MTA, Pest, pp. 235.
- KRIESCH J. (1876): Hasznos és kártékony állatainkról II. Halak. – Szent-István Társulat, Budapest, pp. 149.
- LAKATOS, GY., FLEIT, E., MÉSZÁROS, I. (2003): Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza river. – *Toxicology Letters* 140-141: 333–342.
- 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.
- LEWIN, J., DAVIES, B.E., WOLFENDEN, P.J. (1977): Interactions between channel change and historic mining sediments. p. 353–367. In: GREGORY, K.J. (ed.): *River Channel Changes*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- LEWIN, J., BRADLEY, S.B., MACKLIN, M.G. (1983): Historical valley alluviation in mid-Wales. – *Geological Journal* 18: 331–350.
- LEWIN, J., MACKLIN, M.G. (1987): Metal mining and floodplain sedimentation in Britain. p. 1009–1027. In: GARDINER, V. (ed.): *International Geomorphology Part 1*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- LUCAS, C. (2001): The Baia Mare and Baia Borsa Accidents: Cases of Severe Transboundary Water Pollution. – *Environmental Policy and Law* 31/2: 106–111.
- LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HANEL, L. (2010): Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. – *Folia Zoologica* 59/1: 57–72.
- MACKLIN, M.G. (1985): Flood-plain sedimentation in the upper Axe valley, Mendip, England. – *Transactions of the Institute of British Geographers* N.S. 10: 235–244.
- MACKLIN, M.G. (1996): Fluxes and storage of sediment-associated heavy metals in floodplain systems: assessment and river basin management issues at a time of rapid environmental change. p. 441–460. In: ANDERSON, M.G., WALLING, D.E., BATES, P. (eds.): *Floodplain Processes*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- MACKLIN, M.G., KLIMEK, K. (1992): Dispersal, storage and transportation of metal contaminated alluvium in the Upper Vistula basin, southwest Poland. – *Applied Geography* 12: 7–30.

- MACKLIN, M.G., RIDGWAY, J., PASSMORE, D.G., RUMSBY, B.T. (1994): The use of overbank sediment for geochemical mapping and contamination assessment: result from selected English and Welsh floodplains. – *Applied Geochemistry* 9: 689–700.
- MACKLIN, M.G., HUDSON-EDWARDS, K.A., JAMIESON, H.E., BREWER, P., COULTHARD, T.J., HOWARD, A.J., REMENDA, V.H. (1999): Physical stability and rehabilitation of sustainable aquatic and riparian ecosystems in the Rio Guadiamar, Spain, following the Aznalcóllar mine tailings dam failure. p. 271–278. In: RUBIO, R.F. (ed.): Mine, Water and Environment. IMWA Congress, Seville, Spain.
- 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 Obschestvo Ispytatelei Prirody Otdel Biologicheskii* 5: 130–132.
- MAROSI S., SZILÁRD J. (szerk.) (1969): A Tiszai Alföld. Magyarország tájféldrajza 2. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 386.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 1023.
- MARRON, D.C. (1992): Floodplain storage of mine tailings in the Belle Fourche river system: A sediment budget approach. – *Earth Surface Processes and Landforms* 17: 675–685.
- 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.
- MENDEL, J., STANISLAV, L., VASIL'EVA, E.D., VASIL'EV, V.P., LUSKOVA, V., EKMEKCI, F.G., ERK'AKAN, F., RUCHIN, A., KOŠČO, J., VETEŠNIK, L., HALAČKA, K., ŠANDA, R., PASHKOV, A.N., RESHETNIKOV, S.I. (2008): Molecular phylogeny of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Teleostei: Cyprinidae) and its contribution to taxonomy. – *Molecular Phylogenetics and Evolution* 47/3: 1061–1075.
- MEZŐSI G. (2011): Magyarország természetföldrajza. – Akadémiai Kiadó, pp. 394.
- MICHNEA, A., GHERHEȘ, I. (2001): Impact of metals on the environment due to technical accident at Aurul Baia Mare, Romania. – *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health* 14/3: 255–259.
- MILLER, J.R. (1997): The role of fluvial geomorphic processes in the transport and storage of heavy metals from mine sites. – *Journal of Geochemical Exploration* 58: 101–118.
- MILLER, J.R., LECHLER, P.J. (1998): Mercury partitioning within alluvial sediments of the Carson River Valley, Nevada: implications for sampling strategies in tropical environments. p. 211–233. In: WASSERMAN, J.C., SILVA-FILHO, E.V., VILLAS-BOAS, R. (eds.): *Environmental Geochemistry in the Tropics*. Springer-Verlag, Berlin.
- MILLER, J.R., LECHLER, P.J., DESILETS, M. (1998): The role of geomorphic processes in the transport and fate of mercury in the Carson River basin, west-central Nevada. – *Environmental Geology* 33/4: 249–262.

- MILLER, P.J. (1972): Gobiid fishes of the Caspian genus *Knipowitschia* from the Adriatic Sea. – *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 52: 145–160.
- MILLER, P.J. (2004): Gobiidae 2. In: MILLER P.J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 8., Wiesbaden: AULA-Verlag, pp. 478.
- MSZ 1484-3:1998: Vízvizsgálat. Az oldott, a lebegőanyaghoz kötött és az összes fémtartalom meghatározása AAS- és ICP-OES-módszerrel.
- MSZ 1484-3:2006: Vízvizsgálat. 3. rész: Az oldott, a lebegő anyaghoz kötött és az összes fémtartalom meghatározása AAS- és ICP-OES-módszerrel.
- MSZ 260-30:1992: Szennyvizek vizsgálata. A cianidtartalom meghatározása.
- MSZ ISO 5667-6:1995: vízminőség. Mintavétel. 6. rész: Útmutató a folyókból és patakokból végzett mintavételekhez.
- MUDDER, T.I., BOTZ, M.M., SMITH, A. (2001): *Chemistry and Treatment of Cyanidation Wastes*, 2nd Edition. – Mining Journal Books Ltd., London, UK, pp. 373.
- 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. – *Halászatfejlesztés* 26: 77-85.
- NAGY S.A., CZÉGÉNY I., CZÉDLI H., DÉVAI GY. (2002): Adatok a tiszai halfajok nehézfém-tartalmának felméréséhez. – *Halászatfejlesztés* 27: 55-62.
- NAGY S.A., NALBANT T.T., KOVÁCS P., TÓTH L., MALEJKÓ E., TAKÁCS D. (2002): A Tisza hossz-szelvényében végzett halfaunisztikai vizsgálatok eredményei – fél évvel a cianidszennyezés után. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 11/2: 107–115.
- NAGY S.A., DÉVAI GY., CZÉGÉNY I., CZÉDLI H., SOÓS N. (2003): Adatok a Tisza vízrendszerében élő halfajok nehézfém-tartalmának

- felméréséhez hossz-szelvényben végzett mintagyűjtés alapján. – *Hidrológiai közlöny* 83: 105-107.
- NAGY S.A., STÜNDL L. (2007): Halfaunánk jelene, jövője és hasznosításának lehetőségei. – *Pisces Hungarici* 2: 5–9.
- NAVEEN, D., MAJUMDER, C.B., MONDAL, P., SHUBHA, D. (2011): Biological Treatment of Cyanide Containing Wastewater. – *Research Journal of Chemical Sciences* 1/7: 15–21.
- NELSON, J.S. (1994): *Fishes of the World*. 3rd Edition. – John Wiley & Sons, New York, pp. 600.
- NWANI, C.D., NWACHI, D.A., OKOGWU, O.I., UDE, E.F., ODOH, G.E. (2010): Heavy metals in fish species from lotic freshwater ecosystem at Afikpo, Nigeria. – *Journal of Environmental Biology* 31: 595–601.
- OSÁN, J., TÖRÖK, SZ., ALFÖLDY, B., ALSE CZ, 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.
- PERDICES, A., DOADRIO, I., ECONOMIDIS, P.S., BOHLEN, J., BĂNĂRESCU, P. (2003): Pleistocene effects on the European freshwater fish fauna: double origin of the cobitid genus *Sabanejewia* in the Danube basin (Osteichthyes: Cobitidae). – *Molecular Phylogenetics and Evolution* 26: 289–299.
- PÓCSI L., STÜNDL L. (2000): Ciánszennyezések nemzetközi tapasztalatai. – *Halászatfejlesztés* 24: 174–183.
- PODANI J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. – Scientia Kiadó, Budapest, pp. 412.
- RAJA SEKHAR, P., SAIBABA REDDY, E., ANJI REDDY, M. (2012): Environmental impacts on soil and water quality due to Sugar and

- Pharma industry. – *International Journal of Earth Sciences and Engineering* 5/2: 314–321.
- RAJOTTE, J.W., COUTURE, P. (2002): Effects of environmental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*). – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59/8: 1296–1304.
- RAMRAJ, R. (2001): The Omai disaster in Guyana. – *Geographical Bulletin - Gamma Theta Upsilon* 43/2: 83–90.
- 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.
- RESHETNIKOV, A.N., FICETOLA, G.F. (2011): Potential range of the invasive fish rotan (*Percocottus glenii*) in the Holarctic. – *Biological Invasions* 13: 2967–2980.
- SALLAI F. (2002): A Tisza környezeti állapota, különös tekintettel a vízminőség alakulására, az ismétlődő romániai eredetű rendkívüli szennyezésekre és az árvizek ökológiai összefüggéseire. – *Acta biologica debrecina: Supplementum oecologica hungarica* 11/2: 149–164.
- 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., GAÁLNÉ 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.
- SCOTT, M.J., LEE, S.C., HOLM, R.H. (1994): Synthesis and Structural Characterization of Unsupported [FeIII-CN-CuII] Bridges Related to That in Cyanide-Inactivated Cytochrome c Oxidase. – *Inorganic Chemistry* 33/21: 4651–4662.
- 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., KOKEŠ, J. (2001): Baia Mare Accident–Brief Ecotoxicological Report of Czech Experts. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* 49: 255–261.
- SOLOMONSON, L.P. (1981): Cyanide as a metabolic inhibitor. p. 11–28. In: VENNESLAND, B., CONN, E.E., KNOWLES, C.J., WESTLEY, J., WISSING, F. (eds.): Cyanide in biology. Academic Press, New York.
- STATSOFT, INC. (2007): STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- STERBETZ I. (1960): Tarka géb és lápi póc a Tiszában. – *Halászat* 7/9: 177.
- STERBETZ I. (1963): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri* Wallbaum) és a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus* Pall.) kárpátmedencei elterjedéséhez. – *Vertebrata Hungarica* 5/1-2: 15–18.
- SWENNEN, R., VAN KEER, I., DE VOS, W. (1994): Heavy metal contamination in overbank sediments of the Geul river (East Belgium): its relation to former Pb–Zn mining activities. – *Environmental Geology* 24: 12–21.

- SZALÓKY Z., GYÖRGY Á.I., CSÁNYI B., TÓTH B., SEVCSIK A., SZEKERES J., ERŐS T. (2011a): Elektromos kecével végzett vizsgálatok első eredményei a Duna monitorozásában. – *Pisces Hungarici* 5: 37–42.
- SZALÓKY Z., GYÖRGY Á.I., CSÁNYI B., TÓTH B., SZEKERES J., ERŐS T. (2011b): Halbiológiai vizsgálatok a Duna Szob és Hercegszántó közötti szakaszán. – *Hidrológiai közlöny* 91/6: 89–92.
- 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.
- SZÉP T., NAGY ZS., SZABÓ D.Z., VALLNER J. (2002): A 2000. évi szennyezések hatása a Tisza mentén fészkelő madarakra. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 11/2: 165–186.
- SZŐKE S., IMRE A. (2000): Tájékoztató a Tisza és Szamos 2000 első negyedévében 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.
- TAKÁCS P., SPECZIÁR A., CZEGLÉDI I., BÍRÓ P., ERŐS T. (2012): A Marcal halfaunája a vörösiszap szennyeződés után. – *Hidrológiai Közölny* 92/5-6: 75–77.
- 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.

- VÁSÁRHELYI I. (1960): Adatok Magyarország halfaunájához. 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.
- VITUKI (1964): Vízrajzi Atlasz 5. A Szamos folyó országhatár és a torkolat közötti szakasz vízrajzi adatai. Budapest.
- VUTSKITS GY. (1911): Faunánk egy új hal-fajáról. – *Állattani Közlemények* 10/1: 31–43.
- VUTSKITS GY. (1918): A Magyar Birodalom Állatvilága. Fauna Regni Hungariae. Classis. Pisces. – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 42.
- WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000): Directive of European Parliament and of the Council 2000/06/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.
- YÜKSEK, A., OKUŞ, E., YILMAZ, I.N., ASLAN-YILMAZ, A., TAŞ, S. (2012): Changes in biodiversity of the extremely polluted Golden Horn Estuary following the improvements in water quality. – *Marine Pollution Bulletin* 52/10: 1209–1218.
- ZAREI, M., ASADI, A., ZAREI, S.M. (2011): Levels of some heavy metal concentration in fishes tissue of southern Caspian Sea. – *International Journal of Physical Sciences* 6: 6220–6225.

ZWEIMÜLLER, I., MOIDL, S., NIMMERVOLL, H. (1996): A new species for the Austrian Danube – *Neogobius kessleri*. – *Acta Universitatis Carolinae-Biologica* 40: 213–218.

ZSUGA K., GULYÁS P., IMRE A., BANCSI I. (2002): A zooplankton-állomány alakulása a Tisza vízgyűjtőjén a cianid- és nehézfémzennyezést követő időszakban. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 11/2: 187–197.

URL1: <http://www.mr1-kossuth.hu/hirek/itthon/nehezfem-es-cianyszennyez-es-szamos-egyik-mellekfolyoan.html>

URL2: <https://hirkozpont.magyarorszag.hu/sajtokozlomenyek/fodor20070829.html>

## 10. 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 Közöny* 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 invázió halfaj morfológiai vizsgálata. – *Halászatfejlesztés* 30: 99–107.