

Biodiversität von Mikrobiota" projekt keretében (támogató: Leibniz-Pakt für Forschung + Innovation).

A fent vázlatosan említett alap- és alkalmazott kutatási témák mellett részt veszünk felsőoktatási innovációs projekteket is. Ezek közül konzorciumvezetőként vettünk részt a "Toxic cyanobacteria in drinking water sources – problem and sanitation" c. SEE-ERA-NET (2008) projektben, valamint a "QUALI: European Quality Standards in Limnology Education", 2007-2009) c. EC Tempus JEP kutatásban nemzetközi limnológiai képzési terület dolgoztunk ki és teszteltünk négy másik, európai egyetemmel közösen.

A tanszék hallgatói bázisát elsősorban a 2000-ben indult (régében osztatlan, ma alapképzésre épülő) környezettudományi képzés hallgatói adják; a szakon a szakfelelősi feladatokat is ellátjuk. Kutatási projekteink biztosítják, hogy hallgatóink szakdolgozatos kutatási munkájukat nemzetközi színvonalon tudják végezni. A szakon a magas követelmények miatt jelentős a lemorzsolódás, végzettjeink azonban 80%-ban képesítésszünet nélkül munkakörben dolgoznak egyetemeken, akadémiai kutatóhelyeken, az államigazgatásban és cégeknél egyaránt. Közelítik eddig ötven szerzett PhD fokozatot, s további 18 hallgató vesz részt PhD képzésben (állami ösztöndíjasként vagy munka mellett). E két utóbbi csoport végzett hallgatóink több, mint 1/3-át teszi ki, ami egyúttal a Pannon Egyetemen folyó környezettudományi képzés kiemelkedően magas minőségi mutatója. Oktatási tevékenységünk nemzetközi elismertségét jelzi, hogy egyre több külföldi – elsősorban PhD – hallgató kéri, hogy fogadjuk hosszabb-rövidebb idejű rész képzésre, s itt létük a BSc és az MSc képzésben részt vevő hallgatóink látókörét és kapcsolati hálóját szélesíti, angol kommunikációs készségét jelentősen javítja.



A vörösiszap katasztrófa hatása a Torna patak és a Marcal élővilágára, a regeneráció első időszak

SZERZŐK: ÜVEGES V.¹, ANDIRKÓ V.², ÁCS A.¹, BIRÓ R.¹, DRÁVEZ E.¹, HAINAL É.³, HAYASI M.⁴, HUBAI K. E.¹, KACSALA I.¹, KOVÁCS K.¹, KOVÁTS N.¹, KUCSERKA T.¹, LENGVEL E.¹, MATULKA A.¹, SELMECZY G. B.¹, STENGER-KOVÁCS Cs.¹, SZABÓ B.¹, TEKE G.¹, TÖRŐ N.², VASS M.¹, PADISÁK J.¹

In this paper we present the ecological condition of the Torna-Stream before the red sludge disaster. Furthermore we discuss the chemical and toxicological properties, as well as the flora and fauna, the ecological state and their trend after the disaster in October, 2011. This is the first detailed summary of our research findings.

Key words: Torna-Stream, Marcal, ecological state, red sludge disaster, regeneration.

ÁTTEKINTÉS: A következőkben bemutatjuk a Torna-patak ökológiai állapot- jellemzőit a vörösiszap katasztrófa előtti időszakban, a katasztrófát követő kémiai és toxikológiai jellemzőket, valamint a Torna és a Marcal flórájának, faunájának, ökológiai állapotának alakulását a katasztrófa és 2011 nyara közötti időszakban. Ez az első, kutatási eredményeinket összefoglaló részletes tanulmány.

Kulcsszavak: Torna-patak, Marcal, ökológiai állapot, vörösiszap katasztrófa, regeneráció

1. BEVEZETÉS

Magyarországon a limnológiai kutatások százados múltra tekintenek vissza. Részletesebb nélkül megállapítható azonban, hogy e

kutatások csak sporadikusan érintették a Torna-patak ökológiai állapot- jellemzőit, a vörösiszap katasztrófa előtti időszakban, a katasztrófát követő kémiai és toxikológiai jellemzőket, valamint a Torna és a Marcal flórájának, faunájának, ökológiai állapotának alakulását a katasztrófa és 2011 nyara közötti időszakban. Ez az első, kutatási eredményeinket összefoglaló részletes tanulmány.

¹ Pannon Egyetem, Mémóri Kar, Környezettudományi Intézet, Limnológia Intézet Tanszék

² Pannon Egyetem, Mémóri Kar, Környezettudományi Intézet, Föld- és Környezettudományi Intézet Tanszék

³ Óbudai Egyetem Alba Regia Egyetemi Központ, Székesfehérvár

⁴ Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Állattudományi és Állattenyésztési Tanszék

¹ The Department of Limnology, Institute of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, University of Pannonia

² Department of Earth and Environmental Sciences, Institute of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, University of Pannonia

³ Alba Regia University Centre, Óbuda University, Székesfehérvár

⁴ Department of Animal Sciences and Animal Husbandry, Georgikon Faculty, University of Pannonia



Logikus választás volt, hogy a Pannon Egyetem 2002-ben alapított Limnológia Tanszéke (mely egyúttal első és egyetlen az országban) a kisvízek kutatását válassza alapvetési témájává. Ehhez a mintaterületeket a Bakonyban és a Balaton-felvidéken jelöltük ki. Számos mintavételi helyünk esett a Torna-patakra és vízgyűjtőjére, beleértve a vörösiszap katasztrófa által később érintett területet is. Emiatt rendelkezünk mindazon adatokkal, melyek megbízható összehasonlítási alapot adnak a katasztrófa mértéké, ökológiai hatásainak felmérésére és a regeneráció ütemének, mikéntjének megítéléséhez.

Kovács vizsgálataink során felmértük a flórát (BIRÓ, 2011; BIRÓ és mtsi., 2011) és az áradások hatását a kovaalga ösztötélre (STENGER-KOVÁCS és mtsi., 2006; BIRÓ, 2007a; LENGVEL, 2010; LENGVEL és mtsi., 2010a, b). Az adatok tárolására és különböző szempontú lekérdésezéséhez adatbázist létesítettünk (HAJNAL és mtsi., 2010; TEKE, 2011; TEKE és mtsi., 2011). Összehasonlító vizsgálatunk (TÓTH, 2009) és az adatbázisban tárolt adatok alapján elméletileg becsültük a Torna-patak teljes diatóma flóráját. Metodikai kutatásaink során vizsgáltuk az ökológiai állapotminősítéshez legalkalmasabb abundancia becslési módszert (BIRÓ, 2007b), valamint továbbfejlesztettük a bevonatminták klorofill-a tartalmának mérésére alkalmazott standard módszert (KÁLMÁN, 2010; LÁROS, 2010). Terepi és laboratóriumi körülmények között mértük a patakba merült felületeken növeő algabevonatok elsődleges termelését (LENGVEL és mtsi., 2010c; ÜVEGES és mtsi., 2008, 2009, 2010; ÜVEGES, 2010).

Felmértük a patakok makrozoobentosz faunáját és ennek alapján ökológiai állapotát (BALASSA, 2010; PÉK, 2010; RIPPERT, 2010), vizsgáltuk a legelő makrozoobentosz szervezetek és az algabevonatok mennyisége közti összefüggést (LENGVEL és BALASSA, 2010; NÉMETH, 2011). A kisvízfolyások jellemző funkcionális sajátossága a nagyfokú szervesanyag lebontási kapacitás. Ennek meghatározására állítottunk be avarlebontási kísérleteket (KOVÁCS, 2009; KACSALA és mtsi., 2011; KOVÁCS és mtsi., 2010, 2011), valamint kezdtük meg a lebontásban kulcsszerepet játszó Ingold-féle mikroszkopikus

gombák faji meghatározását (VASS, 2011a, b; VASS és mtsi., 2011), mennyiségének és aktivitásának mérését (KUCSERKA és mtsi., 2011).

2010. október 4-én példátlan méretű, emberleleteket követelő ipari katasztrófa történt Ajka térségében, a sebesültek száma meghaladta a 150-et. A Magyar Alumínium Termelő és Kereskedelmi Zrt. (MAL) tulajdonában lévő Ajkai Timföldgyár Ajka és Kolontár között létesített vörösiszap tározójának gátja átszakadt, és mintegy 600-700 ezer köbméter lúgos vörösiszap öntötte el Kolontár, Devecser és Somlóvásárhely mellyében fekvő területeit.

A szennyezés mintegy 40 km²-nyi területen terült szét, a Torna-patak élővilágát megsemmisítette, a Marcalt jelentősen károsította. A katasztrófa érintette a fent vázolt kutatások egyes állandó mintavételi helyeit, emiatt már a katasztrófa estején elkezdte az ökológiai károsodás mérésének felmérését. Az ezt követő időszakban számos kémiai-biológiai és toxikológiai vizsgálatot végeztünk, melyek rész eredményeit hazai és nemzetközi konferenciákon bemutattuk (DRÁVEZCZ és mtsi., 2011; GELENCSEK és mtsi., 2011; HUBAI, 2011; KOVÁCS és mtsi., 2011a, b; KUCSERKA és mtsi., 2011; PADISÁK és mtsi., 2011; SELMECZY és DRÁVEZCZ, 2011; SZABÓ és BIRÓ, 2011; ÜVEGES és mtsi., 2011; VASS és KUCSERKA, 2011; VASS és mtsi., 2011).

A következőkben áttekinjtük a Torna-patak ökológiai állapotjellemezőit a katasztrófa előtti időszakban, a katasztrófát követő kémiai és toxikológiai jellemzőket, valamint a Torna és a Marcal flórájának, faunájának, ökológiai állapotának alakulását a katasztrófa és a 2011 nyara közötti időszakban. Ez az első, eredményeinket összefoglaló részletes tanulmány.

2. VIZSGÁLATI MÓDSZEREK

2.1. Mintavételi helyek

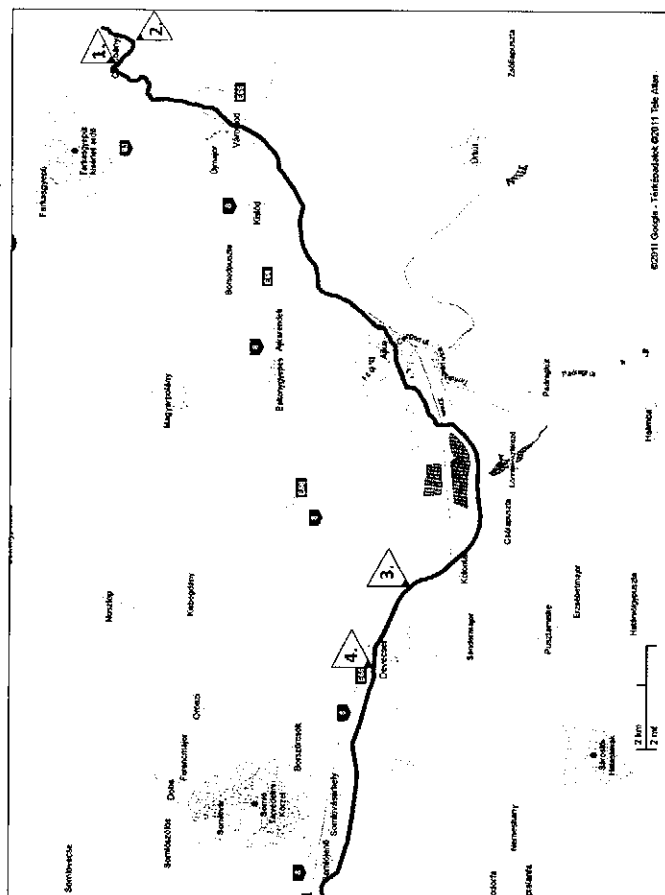
A Torna-patak dombvidéki, meszes, durva mederanyagú, kis esésű (1-3‰) vízfolyás. A patak hossza 51 km, vízgyűjtőjének területe 498 km². Medre annak felső szakaszain természetesen jellemezhető, míg Ajkától már erősen módosított. A természetes jellegű szakaszok a forrásvidéken találha-

tók, Csehbánya közelében (1. és 2. mintavételi hely a katasztrófát megelőzően, 2.1/1. ábra). Főként *Corpinus* sp. és *Betulaceae* fajok alkotják a Bakonyra jellemző, patakot kísérő erdőt. A mederanyag microlithal (Ø: 2-6 cm, durva kavics) és akal (Ø: 2 mm-2 cm), a medret finom és közepes méretű kavics borítja. Ajkától kezdődően a Torna-patak erősen módosított, a meder kiegyenesített, trapéz alakú, hosszabb szakaszokon a trapézmeder alja és oldala betonlapokkal kirakott. A mederanyag főként microlithal (Ø: 2 cm-6 cm) és akal (Ø: 2 mm-2 cm). A parton a módosított szakaszokon semmilyen természetes fás vegetáció nem található, a patak ezen szakaszai többnyire mezőgazdasági- és lakott területeken folynak keresztül. A Torna-patak középső szakaszán a medret 1986-1990 között áthelyezték az alkai timföldgyári iszapkaszetták bővítése miatt

(A Víz KERETIRÁNYELV, 2010). Ezen a szakaszon található a katasztrófa előtti 3. (Szentkút) és 4. (Devecser) mintavételi hely (2.1/1. ábra). Vízanalitikai és terepi mérések az 1-4., makrogerintelen monitoring az 1-4., diatóma monitoring a 4., primer produkció mérése az 1-4., vízi mikrogombák vizsgálata a 4. mintavételi helyen történt.

A katasztrófát követően a korábbi évekhez képest több mintavételi helyen végeztünk méréseket. A katasztrófa bekövetkeztekor a szennyezés levonulásának nyomon követésére a Torna-patakon hat mintavételi helyet jelöltünk ki. A Devecseri mintavételi hely a korábbi évek mintavételi okán mindenképp szerepelt. A Marcal folyón korábban nem végeztünk kutatásokat, de a katasztrófát követően ott is több mintavételi helyet jelöltünk ki (2.1/2. ábra).

2.1/1. ábra. Mintavételi helyek a katasztrófát megelőzően a Torna-patakon



Mintavételi helyek nevei: 1 - Csehbánya1; 2 - Csehbánya2; 3 - Szentkút; 4 - Devecser

Forrás: Google Maps, Copyright ©2008 Top-Map Ltd.

A referencia hely Ajka-Tóskoberénd belterületén található (1. mintavételi hely, 2.1/2. ábra). A patak ezen szakaszán padkás szelvényt építettek ki, hosszú egyenes szakasszal, a terület mezőgazdasági hasznosításának céljából. A patak medre tehát módosított, a lefolyó vízmennyiséghez képest viszonylag keskeny (1-1,5 m), ezért a víz sebes folyású, két partja alá van mosva. Medrében a mintavételi helyszínen lévő hídól is tekintélyes távolságra (50-70 m) nagy bazaltkövek találhatók, melyek nyilvánvalóan nem természetes úton kerültek oda. A természetes medralizát a nagy kövek között mikrolítál (Ø: 2-6 cm durva sóder) és akal (Ø: 2 mm-2 cm). A mintavételi helyen időnként fel-lephet diffúz ipari szennyezés, melyet az elmúlt évek saját mérései is alátámasztanak.

A Torna-patak középső szakaszán található a katasztrófát követően a 2., 3., és 4. mintavételi helyünk (2.1/2. ábra). A 2. mintavételi hely Ajka és Kolontár között, Kolontár határában lévő vasúti átkelőnél volt, erre a mederszakaszra a katasztrófa kiömlő vörösiszap hatására visszadzadt a patak vize. A 3. mintavételi hely Kolontár és Devecser között található a Szentkút nevű forrásnál. Devecser belterületén 2004 óta végzünk különböző kutatásokat a Torna-patakon, emiatt a 4. mintavételi hely a Somló utca végében található. A víztest itt erősen módosított. A meder medermorfológiai adottságai kedvezőtlenek, a területről történő gyors vízlevezetést teszik lehetővé. A trapéz alakú meder ezen a szakaszon a patak lefolyását meghatározza, hullámtér nincs, a mesterséges kialakítású bevágódási mélység eléri a 3 métert.

A Torna-patak alsó szakasza már csaknem természetes, a meder nincs megerősítve, ám még mindig csatorna jellegű, a 3. tipológiai típusba tartozik. Ezen a szakaszon található a katasztrófát követően kijelölt 5. mintavételi hely Kisberzsény határában (2.1/2. ábra). A 6. mintavételi helyünk Karakó közelében helyezkedik el (2.1/2. ábra). Bevágódási mélység jó-

val nagyobb, mint Kisberzsénynél, valamint a patakkal majdnem párhuzamosan az egyik part magaslátán fut egy földút, amely mintegy gátként szolgál a Marcal felé, így a vörösiszap ezen a helyen nem tudott jelentősen szétterjedni.

A Marcalon a referencia helyünk Nemeskeresztúr közelében található (7. pont, 2.1/2. ábra), mely kétféle messze helyezkedik el a Torna-patak torkolatától, így vörösiszap hatás nem érte. A Marcal ezen a szakaszon síkvidéki vízfolyásokra jellemző tulajdonságokkal bír. A víz áramlása igen lassú, a két part nagyobb foltokban nádassal szegélyezett, a foltok között a békakörső képez nagy szigeteket olyan helyeken, ahol hordalék lerakódások vannak. A vízfolyást mezőgazdasági területek szegélyezik. A víz huminanyagokkal színezett, nyárra jelentős kiterjedésű vizek (Nuphar lutea) mezők jellegűek, a víz színén sötét, a víz alján sötét, a víz színén állóvíz jellegű körülmények uralkodnak) is. A hullámtér nem széles, feltételezhetően a medret ezen a szakaszon egyenesítették.

A 8. mintavételi hely Karakó mellett helyezkedik el (2.1/2. ábra), a Torna-patak ehhez közel torkollik a Marcalba, ezért a visszadzadás miatt érezhető volt a vörösiszap ár hatása. A folyó ezen a szakaszon lassú folyású, partján rekettyefűz, és kevés nád található. A víznek a huminanyagokban gazdag vizekre jellemző barnás-vöröses színe van.

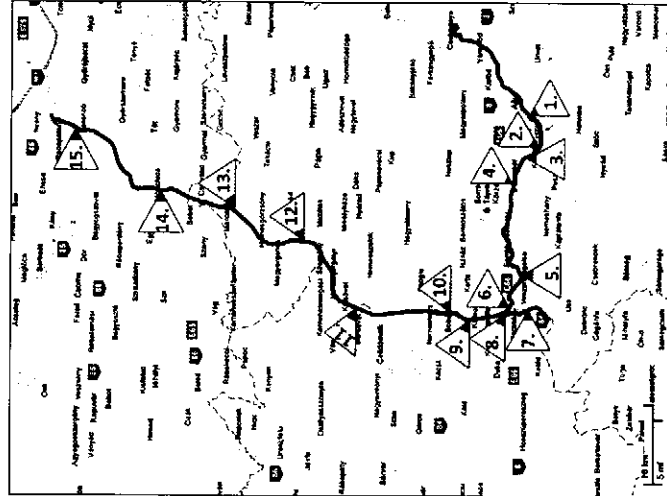
A 9. mintavételi helyünk Kamond falu határában található (2.1/2. ábra), a meder hullámtérrel jobb és bal parton is legalább 10 m, így a hullámtér túlra vörösiszap nem jutott. Az ár vízszahúzódása után a parton 5-6 m szélességben majdnem térdig érő vörösiszap lerakódás volt megfigyelhető, mely az idővel kiszáradt, ezen réteg eltávolítását 2011. május végén kezdtek meg az addig a vörösiszapos rétegen nyíló mosári sárga nőzirom (Iris pseudacorus) teleppel együtt.

A 10. mintavételi hely Boba és Nagypirt között, a mentén található. A területet

mezőgazdasági területek ölelik körbe, melyek nagy része belvíz miatt időszakosan hosszabb-rövidebb ideig vízborítás alatt áll. Az ár visszahúzódása után a folyó partján itt is több méter széles, mély iszapréteg terült el, melynek eltávolítását már elvégezték. A 11. mintavételi hely Mersevát mellett helyezkedik el, a vízmélység már a nádas és a parti régióban is nagy (1,6-1,8 m). A 12. mintavételi hely Békás közelében található. A felmért szakaszon a Marcal majdnem egyenes, hullámtérrel a vörösiszap elterü-

lés nem volt megfigyelhető. A partot mindkét oldalon hosszan nádas szegélyezi, már e keskeny 1,5 m-es nádszegélyben is mély a víz (valószínűleg emberi beavatkozás, kotrás miatt). A 13. mintavételi hely Marcaltó határában található, a vízfolyás hullámtérrel széles, legalább 200 m, lefutása lapos. A 14. mintavételi helyünk Mórhidánál van. A hullámtér szélessége mintegy 50 m, a meder mélyen fut, partján szakadozott nádas, a közvetlen part hirtelen mélyül, bár nem annyira, mint az előzően így jellemzett mintavételi helyek esetében. A vízfelszín feletti mederrészt és a partot májusban takarítási munkáknak vetették alá, amely során elszállították a vörösiszappal szennyezett földréteget.

2.1/2. ábra. Mintavételi helyek a katasztrófát követően a Torna-patakon és a Marcal folyón



Mintavételi helyek nevei:

- 1 – Ajka-Tóskoberénd; 2 – Kolontár Vasúti átkelő;
- 3 – Szentkút; 4 – Devecser; 5 – Kisberzsény; 6 – Torna Karakó; 7 – Nemeskeresztúr; 8 – Marcal Karakó;
- 9 – Kamond; 10 – Boba; 11 – Mersevát; 12 – Békás; 13 – Mórhidán; 14 – Mórhidán; 15 – Koroncó.

Forrás: Google Maps, Copyright © 2008 Top-Map Ltd.



15.; avarzsákos kísérletek 1., 4.; primer produkció mérése 9.; vízi mikrogombák vizsgálata 1., 4. mintavételi helyeken történtek.

2.2 Terepi és laboratóriumi vízanalitikai mérések

2004-től folyamatosan végzünk terepi és laboratóriumi vízanalitikai méréseket a Torna-patakon a különböző kísérleteknek megfelelő mintavételi gyakorisággal. Az egyes mintavételek alkalomával minden esetben a mintavételek helyszínén meghatároztuk multi-paraméteres mérőműszerrel a víz pH-ját, vezetőképességét, oldott oxigén tartalmát, oxigéntelítettségét, hőmérsékletét és zavarosságát. A bevonatban élő algák fotoszintézis vizsgálatahoz kapcsolódó mintavételekkor fényintenzitást is mérünk. A közvetlenül a vízfelszín alatt illetve közvetlenül a bevonat felett a meder alján mért fényintenzitás értékekből a Lambert-Beer összefüggéssel kiszámítottuk a víz vertikális fénykioltási paraméterét (KIRK, 1994).

Valamennyi mintavétel során 1,5 liter víz-mintát gyűjtöttünk, melyeket sötétben tartva laboratóriumba szállítottunk. A vízanalitikai méréseket nemzetközileg elismert módszerek alapján végeztük (APHA, 1998; WETZEL és LIKENS, 2000), a vízmintákban a következő paramétereket határoztuk meg:

- SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , SRP (oldott reaktív foszfor), TP (összes foszfor) spektrofotometriás módszerrel (APHA, 1998);
- SPSI (oldott reaktív szilícium) spektrofotometriás módszerrel (WETZEL és LIKENS, 2000);
- KOI, p- és m-lúgosság, Cl⁻ titrimetriás módszerrel (APHA, 1998);
- lebegőanyag tartalom (WETZEL és LIKENS, 2000).

2.3 Diatomák és ökológiai indikáció

A diatomák olyan kovavázas mikroalgák, melyek a folyóvízi ökoszisztémákban igen nagy jelentőséggel bírnak, a legfajgazdagabb algcsoportok egyikét alkotják. A folyóvízi bio- és genetikai

diverzitásnak meghatározó elemei (PATRICK, 1961), fontos elsődleges termelők, ezáltal a tápláléklánczat az energiaáramlás alapköve. A kovaalgák közvetlenül és érzékenyen reagálnak számos fizikai-kémiai- és biológiai változóra, mint pl. hőmérséklet (DESCY és MOUVET, 1984), tápanyagtartalom (PAN és mtsi., 1996) és a pl. vízcisgák általi legelés (McCORMIC és STEVENSON, 1989) megváltozására. Az összes fizikai és kémiai változó mérése - melyek fontos meghatározói az ökoszisztémának - gyakorlatilag lehetetlen. A biológiai indikátor szervezetek érzékenyen reagálnak olyan fizikai és kémiai paraméterek megváltozására is, amelyeket esetleg még mérni sem lehet, vagy legalábbis gyakorlatilag lehetetlen a megfelelő tér- és időbeli felbontással történő mérést. Ezért a biológiai indikátorok alkalmazása fontos része a környezeti állapotbecslésnek, különösképp, hogy ezen szervezetek védelme, kezelése a legtöbb programnak egyúttal célja is. A kovaalgák gyorsan megtelepednek különféle alamerültek felületén, rövid generációs idejük (ROTT, 1991) miatt gyors szaporodásnak indulnak, mely biztosítja a kis időközönkéntet a bolygatás és az azokra adott válasz között (VINEBROOKE, 1996). A kovaalgák fajspecifikus érzékenysége kétségteljesen bevonhatatlan, ha pl. a biomasszában illetve a fajösszetételben való hihetetlen változatosságukat tekintjük (PATRICK, 1961). A kovaalgák továbbá fontos jellemzője, hogy foszilizálódnak, ezért állapotrekonstrukcióra is alkalmasak, valamint a kovaalga preparátumok kis helyen, időben nem korlátozott módon eltarthatók (archiválhatók), s ismételt vizsgálatoknak, ellenőrzéseknek vethetők alá.

Magyarországon a vízfolyások kovaalga alapú vízminősítéséhez a Coste (CEMAGREF, 1982) által kifejlesztett IPS (Index de Pollution Sensitivity) Spécifique or Index of Pollution Sensitivity) indexet használják, mert az erősen korrelál a szerves anyagok mennyiségével (KOI, összes N és P), főionokkal (klóríd, szulfát, vezetőképesség)



ség) és a trofitással is (PRYGIEL és mtsi., 1996). Az eredeti IPS kiszámításának módja a ZELINKA és MARVAN (1961) által leírt összefüggés alapján történik:

$$IPS_0 = \frac{\sum_{i=1}^n n_i \cdot S_i \cdot V_i}{n_i \cdot V}$$

ahol n_i az i-edik faj relatív gyakorisága, S_i az érzékenységi és V_i az indikátor értéke. Az index értéke 1 és 5 közé esik, melyet átskáláztak 0 és 20 közötti tartománnyá. A javasolt IPS kategóriák határokat heggy-, domb- és síkvidéki vízfolyásokra ECOSURV (www1) alapján az 2.3/1. táblázat foglalja össze.

2.3/1. táblázat. IPS kategóriahatárok különböző típusú kisvízfolyások esetén.
A kategóriák neve mellett a kategóriának megfelelő színjelölés látható.

MINŐSÉG	HEGYVIDÉKI	DOMBVIDÉKI	SÍKVIDÉKI
KIVÁLÓ (KÉK)	17 < IPS < 20	16 < IPS < 20	15,5 < IPS < 20
JÓ (ZÖLD)	13 < IPS < 17	12 < IPS < 16	11,5 < IPS < 15,5
KÖZEPES (SÁRGA)	9 < IPS < 13	8,5 < IPS < 12	8 < IPS < 11,5
MÉRSÉKLET (NARANCS)	5 < IPS < 9	5 < IPS < 8,5	5 < IPS < 8
GYENGE (PIRÓS)	IPS < 5	IPS < 5	IPS < 5

A mintavételek Devecserben (2.1/1. ábra) a katasztrófát megelőzően 2004-2005-s kutatási periódusban a patak sodorvonalából, állandó méretű és mértű és pozíciójú kő szubsztrátról történtek, míg a 2008-tól 2010-ig történő kísérlet során aljzatnak 10x10x3 cm-es oldalhosszúságú, 10x10 cm felületű süttői mészköveket használtunk, melyeket dróthálóra rögzítettünk és a patakmeder aljára fektettünk. A választásunk azért esett a süttői mészkőre, mivel a Torna-patak mészköves alapkövetű területen folyik keresztül. A katasztrófát követően 2011. április 10-től 2011. május 1-ig vizsgáltuk a patak kovaalga flórájának újbóli megletelepedését 2011. április 6-án Devecserbe (2.1/2. ábra) kihelyezett mészkő szubsztrátokon háromnapos mintavétellel.

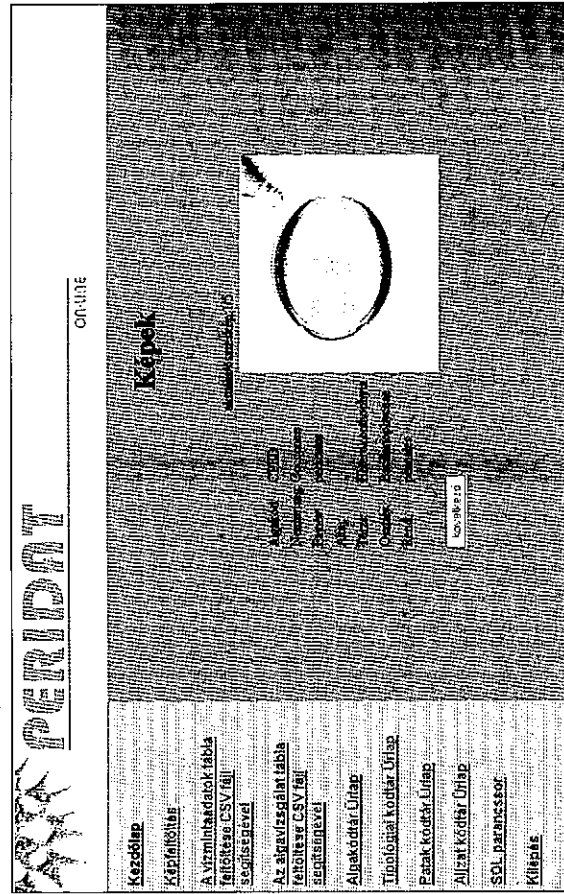


határozást a Süßwasserflora von Mitteleuropa (KAMMER és LANGE-BERTALOT, 1991-2000), Diatoms of Europe (LANGE-BERTALOT, 2000-2003) és az Iconographia Diatomologica (LANGE-BERTALOT, 1995-2005, 2007) kötetek segítségével végeztük. A kapott adatokból az egyes fajok relatív gyakorisága meghatározható az egyes mintákban. A kapott és számolt adatokat felhasználva a kovaalga alapú vízminősítéshez az OMNIDIA 5.1 szoftvert használtuk.

A Pannon Egyetem Limnológia Intézeti Tanszéke által kutatott vízfolyások kovaalga adatainak és vízanalitikai eredményeinek rendezett tárolására, könnyebb kezelésére, valamint több szempont szerinti lekérdezésére terveztük meg, és készítettük el a Peridot on-line perifiton adatbázist. Az elkészült adatbázis tárolja az eddig

megtalált kovaalgák alapadatait, a mintavételi helyek adatait, a bevonatminták kovaalga összetételét, a vízfolyásokból vett vízminták fizikai és kémiai paramétereit (2.3/1. ábra). Jelenleg az adatbázis 743 alfaj adatait, a Dunántúl 24 vízfolyásának alapadatait, e vízfolyásokból vett 423 vízminta kémiai összetételére vonatkozó adatot és 264 bevonatminták részletes fajösszetételét tartalmazza. Az adatbázis felhasználói névvel, jelszóval védett, a bejelentkezés után lehetővé teszi az adatfeltöltést és az adatok lekérdezését.

2.3/1. ábra. A Peridot on-line perifiton adatbázis képernyőképe



A Torna-patak két adatakorát (2004. szeptember 9. - 2005. szeptember 27. valamint 2008. április 14. - 2009. május 18.) részletesebben is megvizsgáltuk (Bíró, 2007a; LENGYEL, 2010). A cél annak felderítése volt, hogy a kovaalga összetételben milyen változások következtek be a négy év alatt. További feladat volt annak megválaszólása, hogy a mintavételek során az összes, a patakban élő kovaalga fajt megtalálják-e, illetve a különböző mintavételi stratégi-



kockát helyeztünk ki, melyeket a 3 hetes kolonizációs idő letele után begyűjtöttünk és laboratóriumban szállítottunk. A fotoszintézis mérés egyedi tervezésű inkubáló berendezésben történt (ÜVEGES és mtsi., 2007), mely lehetővé tette a fotoszintetikus aktivitás vizsgálatát eltérő fényintenzitás- és hőmérséklet értékeken. A laboratóriumi mérések során az egyes köveket felületükön a bevonattal külön tárolóedénybe helyeztünk, melyekben szűrt patakviz volt. A víz-levegő felületen megakadályoztuk a gázcserélődést, ezáltal a vízben az oldott oxigén koncentrációjának változása alapján nyomon követhető volt a fotoszintézis és légzés mértéke. A mérések végeztével a kapott adatokból a fotoszintetikus paraméterek matematikai modellek segítségével (WEBB és mtsi., 1974; PLATT és mtsi., 1980) meghatározhatók váltak.

Az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) szentkirályszabadjai mérőállomásán 2008. április és 2009. szeptember között mért globálisugárzás napi értékeinek óránkénti bontásából kiszámítottuk a vizsgált időszak a bentiális közösségeket elért fényintenzitást. Az OMSZ-tól kapott, $J \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ -ban megadott globálisugárzás adatokat átszámítottuk $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ mértékegységre, és meghatároztuk a PAR (fotoszintetikus szerveszetek számára hasznosítható sugárzás tartomány) tartományba eső sugárzás nagyságát. A számolásnál figyelembe vettük, hogy a globálisugárzás értékének kb. 47%-a esik a PAR tartományba (WETZEL és LUKENS, 2000), illetve hogy a vízfelszínről kb. 10% verődik vissza. A vízfelszín alatti fényintenzitás és a vertikális fénykioltási paraméter értékeinek (k) ismeretében becsültük a bentiális közösségeket érő fény intenzitását a különböző mintavételi helyeken. Ezt követően a fotoszintetikus paraméterek, és a közösségeket elérő fényintenzitás alapján becsültük az epiliton elsődleges termelését az eltérő fényellátottságú helyeken (WEBB és mtsi., 1974; PLATT és mtsi., 1980) a kísérlet időtartamára.

A katasztrófát követően a Marcal folyó medrében lerakódott gipsz felszínén már 2011. novemberben megfigyelhető volt az alga kolonizáció. A gipszről Karakó közelében (2.1/2. ábra) 2011. november 17-én gyűjtött bevonatalga minták fotoszintézisét a laboratóriumban szállított követően a fent említett inkubáló berendezésben mértük a mintavételkor tapasztalt hőmérsékleten (11 °C), 9 különböző fényintenzitáson. A mérést követően meghatároztuk a fotoszintetikus paramétereket.

2.5 Vízi makrogerinctelenek vizsgálata

Az iszapár előtti makrogerinctelen fauna állapotáról elsősorban két vizsgálat alapján tudunk véleményt formálni. Az egyik egy 1 éven át tartó avarlebontrási kísérlet volt (2.6 fejezet), melynek hangsúlyos eleme volt az aprítók tevékenységének vizsgálata a Torna-patak négy pontján (2.1/1. ábra) (Kovács és mtsi., 2011). A másik egy szintén egy évig tartó felmérés volt a Torna-patak deveszeri szakaszán (4. mintavételi hely, 2.1/1. ábra), melynek során kétértékes az AQEM protokoll leírása alapján mennyiségi és minőségi mintagyűjtést folytattunk a makrogerinctelen szervezetekre és a minerális mikrohabitatokra nézve (BALASSA, 2010).

A katasztrófa után a makrogerinctelen mintavételt 2010. október 12-én kezdtük meg, azóta a mintavételek negyhetente történnek a 2.1/2. ábrán látható 1-9. és 11-15. mintavételi helyeken. A mintavételi helyek kijelölésében törekedtünk egyrészt a térbeli egyenletességre, másrészt a könnyű megközelíthetőségre. A munkát minden ponton terepbejárással kezdtük közvetlenül a parton és a mederben is. Felmértük a partvonal és a part menti vegetáció pusztulásának mértékét, a meder alatti szemcseméretét és a partfal friss alamosódásának jeleit. Mintavételeink során az EU által elfogadott AQEM protokoll előírásait követtük (AQEM CONSORTIUM, 2002). A protokoll tartalmazza a mintavételi helyre vonatkozó, a kapcsolatos információkat, a patak morfológiai



és hidrológiai adatait, és a mintákkal összefüggő egyéb adatokat (pl.: hidrológiai és tipológiai típus, ártér-, hullámtér-, előtési bemélyedés szélessége, bevágódási mélység, az átlagos mederszélesség, valamint az átlagos és maximális vízmélység, vízbesség, part menti vegetációból adódó árnyékoltság, módosító hatások, szemmel látható szennyeződések, víz színe, aljzat szemcsméretének százalékos megoszlása).

Az AQEM protokollról annyiban térünk el, hogy nem a javasolt 20 almintás rendszerrel dolgoztunk, hanem csak tízzel. Ennek oka az aljzatok jelentős mértékű homogenitása volt (a minerális mikrohabitatokat az iszapár elmossa). Ez azt jelenti, hogy a szakaszra jellemző, kiválasztott reprezentatív patak/folyószakaszon az aljzati-pusok nem 5 százalékonként, hanem 10 százalékonként kategorizáltuk, így 10 almintából állt össze egy adott alkalommal a teljes minta.

A vízfolyásból egyelőhálával gyűjtött almintákat egyesével a terepen válogató-tálcába helyeztük és kiválogattuk belőle a makrogerinctelen egyedeket, melyeket a terepen 70%-os etanolban tartósítottuk. A 2011. májusi mintavételtől kezdve a referencia helyeken elkezdtek alkalmazni a Sub Sampling (AQEM CONSORTIUM, 2002) módszert is egyes élőlénycsoportok esetében (pl. Gammaridae). Erre azért volt szükség, mely némely állatcsoport esetében a kora tavaszi a friss peterakást követően az apró lárvák tömegessé válnak, melynek maradéktalan kiválogatása lehetetlen (főleg az olyan állatcsoportokról van szó, melyeknek az imágója más vízterekről repül át petézni (pl. kérészek, alkérészek, tegzések) a kiválasztott élővilágú Torna és Marcalra. A kislárvák tömegességének ez esetben az is oka lehet, hogy a táplálékánc nem teljes még, így nem válnak prédaszervezetté.) A Sub Sampling módszer lehetővé teszi, hogy az egyedeknek csak a negyedét válogatjuk ki, majd ezt az egyedszámot felszorozzuk. A módszer használatával a hibaszázalék még mindig alacsony marad.

A makrozoobentosz (aljazaton élő makrogerinctelen) szervezetek (pl. vízi poloskák, csigák, kagylók, szitakötő lárvák, vízi bogarak, kérész lárvák, tegz lárvák, alkérész lárvák, kétszárnyú lárvák, pócák) mennyiségi és minőségi adatait funkcionális táplálkozási csoportok szerint és a karakterfaj listák szerint is értékeljük. A funkcionális táplálkozási csoportba soroláshoz az ASTERICS 3.1.1. programot (AQEM CONSORTIUM, 2002) használtuk. Az ASTERICS (AQEM/STAR Ecological River Classification System) egy szoftver a vízfolyások ökológiai minőségének vizsgálatára. A makrogerinctelen állatok karakterfaj csoportjainak minősítésére a Q_{DAP} indexhez megalkotott karakterfaj listát használtuk (SZILÁGYI és mtsi., 2004; SZILÁGYI és mtsi., 2008), melyet a hazai vízfolyás típusokra dolgoztak ki. Az eredmények értékelése során az Microsoft Excel és a Syntax2000 (PODANI, 2000) programokat használtuk.

2.6 Avarlebonmlás, avarlebonmlás vizsgálata

A vízfolyásokat kísérő erdős vegetáció avarhullása jelentős energiaforrást jelent mind a szárazföldi, mind a vízi ökoszisztémák számára. A lebonmlás létfontosságú ökoszisztéma folyamat, így kutatása fontos (ABELHO, 2001; GESSNER, 2001; BÄRLOCHER, 2005; GRAÇA és CANHOTO, 2006).

A katasztrófa előtt avarzásos kísérletet végeztünk a Torna-patak deveseri szakaszán (2.1/2. ábra) a 2008-as évben (3.4. fejezet), valamint 2009. január 3. és június 2. között. Az avarlebonmlás vizsgálatára alkalmas módszerek közül a legelterjedtebb avarzásos módszert alkalmaztuk (GRAÇA és mtsi., 2005). Háromféle avar (fűz, nyár, tölgy) vizsgáltunk. Az előzőleg begyűjtött avar laboratóriumban 75 °C-on tömegállandósággal szárítottuk. A száraz levelekből 10±0,1 g-ot 3 mm lyukbőségű, kb. 10x10 cm méretű zsákokba töltöttük. A megtöltött avarzsákokat rácson rögzítve helyeztük a patakba, majd ezekből kététhetente vettünk mintát a

makrogerinctelen szervezetek, a lebontási ráták és a gombák biomasszájának meghatározásához. A minták laboratóriumba szállítását követően háromszintes, különböző lyukbőségű szita felett ártostuk a leveleket, hogy eltávolítsuk a felesleges ráakódott szerves szeszt, illetve hogy lemosuk az összes, avarzsákba bejutott makrogerinctelent. Az avarzsákban található makrogerinctelen egyedeket egy tálcán gyűjtöttük, majd mintatartó üvegekbe téve 70%-os etanolban tartósítottuk későbbi meghatározás céljából. Avarfogás meghatározásához az ártostott avarmintákat 75 °C-on tömegállandósággal szárítottuk, majd lemértük a megmaradt avar tömegét.

A fonalas gombák egyik fő alkotója az ergoszterol, ami az elsődleges szterol a sejtmembránban (AVELSSON és mtsi., 1995) és nem található meg a növényekben és az állatokban (NEWELL, 1992). A gombákban található ergoszterol mennyisége alkalmas a gombák biomasszájának becslésére, mivel az ergoszterol tartalom és a biomassa között szoros korreláció áll fenn (GESSNER és CHAUVEY, 1997; GESSNER, 2005). Az ergoszterol viszonylagos kémiai instabilitása miatt gyorsan lebomlik a sejt halála után, így alkalmas az élő sejtek mennyiségi meghatározására (WEETE és mtsi., 1980).

A korábbiakban ismertetett avarzásos kísérletből származó tisztított avarból minden esetben 4-5 levelet mélyhűtőbe tettünk a későbbi ergoszterol méréséig. Az ergoszterol méréshez a légszáraz avarokból ismert tömeget mértünk be, majd pár óra hűtés után fél órán át 80 °C-on extraháltuk KOH-os metanol oldatban. Az ergoszterol elválasztása SPE (solid phase extraction) segítségével történt, majd az izopropanollal kinyert ergoszterol mennyiségét HPLC-vel határoztuk meg (GESSNER, 2005). A HPLC rendszer fontosabb paraméterei a következők voltak: eluens: 100% metanol; áramlási sebesség: 1 ml perc⁻¹; gáz: He; pumpa: Waters

600; UV lámpa: Waters 490; időállandó: 0,1; AUFs: 1; λ=282 nm; termosztát: Waters 410; hőmérséklet: 33 °C; oszlop: Nova-Pak C18, 3,8x150 mm, 4 μm. A kalibráló görbék elkészítéséhez 295% (HPLC) ergoszterol sztenderdet használtunk. Biomassa becslése: 5,5 mg ergoszterol felel meg 1 g gomba biomasszájának (GESSNER és CHAUVEY, 1997; GESSNER, 2005).

A katasztrófát követő avarlebonmlási vizsgálatokat 2011. február 16-án kezdtük meg. Két mintavételi helyet jelöltünk ki. Referenciaként szolgált az Ajka-Tosokberénden kijelölt mintavételi hely (2.1/2. ábra), míg a katasztrófa által érintett szakaszról a deveseri mintavételi helyet (2.1/2. ábra) választottuk a több éves kutatási előzmény okán. A vizsgálatok során tízenegyféle avar lebonmlását vizsgáltuk: bükk (*Fagus sylvatica*), csertölgy (*Quercus cerris*), kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), mezei juhar (*Acer campestre*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), platán (*Platanus sp.*), nyár (*Populus sp.*), közönséges nyír (*Betula pendula*), kislevelű hár (Tilia cordata), fehér fűz (*Salix alba*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*). Ezek a fajok a Közép-nyugati-dunántúli régióban legelterjedtebb erdőalkotófafajok. A leveleket közvetlen lomhullás után a Veszprém és Ajka környéki erdőkben gyűjtöttük, majd laboratóriumban 75 °C-on tömegállandósággal szárítottuk. A száraz levelekből 10±0,1 g-ot 3 mm lyukbőségű, kb. 10x10 cm méretű zsákokba töltöttünk. Az így előkészített avarzsákokat a mintavételi helyen rácra erősítettük, majd a rácst a patak sodorvonalában az aljzathoz rögzítettük (2.6/1. ábra. Lásd a 106. o).

A kihelyezést követően 24, majd 48 óra múlva történt mintavétel, ezután az első hónapban kététhetente, majd kététhetente vettünk minden avartípusból 3 párhuzamos mintát. A minták laboratóriumba szállítását követően háromszintes, különböző lyukbőségű szita felett lemostuk a levelekre rakódott szerves szeszt, valamint kiválogattuk az avarzsákban található makrogerinctelen szervezeteket,



2.6/1. ábra. Rácsra rögzített avarcseri mintavételi helyén (bal) és a rács rögzítése a Torna-patak devecseri mintavételi helyén (jobb).



melyeket 70%-os etanolban tartósítottuk későbbi meghatározás céljából. Avarfogás meghatározásához az atmoszférai avarmintákat ismét 75 °C-on tömegállandóságot szárítottuk, majd lemértük a megmaradt avar tömegét. Az avar kémiai összetételének elemzése során összes foszfor, összes nitrogén, összes szénhidrát és összes lipid mennyiséget vizsgáltunk (Graça és mtsi., 2005).

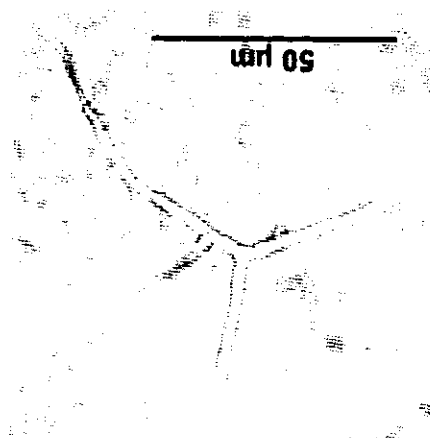
2.7 Vízi lebonító mikrogombák minőségi vizsgálata
A vízi Hyphomycetes fajok (Ingold-féle gombák) kulcsszerepet töltenek be a vízben zajló lebonítási folyamatokban (BARLOCHER és KENDRICK, 1974; SUBERKROPP és KLUG, 1976; GESSNER és CHAUVET, 1994; HIEBER és GESSNER, 2002; PASCOAL és CÁSSIO, 2004). Az Imperfect gombák törzsébe tartozó osztály, az Ascomycoták és a Basidiomycoták ivartalan alakjai. Mai tudásunk szerint több mint 600 édesvízi gombafajt ismerünk, és ebből nagyjából 300 faj sorolható az Ingold-féle gombák csoportjához (GOH és HYDE, 1996). Főleg gyors folyású, jól átkevert patakokban fordulnak elő (WEBSTER és DESCALS, 1981), így megtalálhatók a Torna-patakban is. A vörösiszap-katasztrófa után egy hónappal vett vízminták mikroszkopos vizsgálata során

detektáltuk először az Ingold-féle gombák jelenlétét a vízfolyásban (2.7/1. ábra), s ez lehetővé tette, hogy a gombák avarlebonítási folyamatait egy olyan helyszínen vizsgáljuk, ahol a makrogerinctelenek kezdeti hiánya miatt a lebonításban csakis a gombák vesznek részt. Célunk volt a primer kolonizátorok faji meghatározása, a gombafajok szukcessziójának és biomasszájának vizsgálata, továbbá ezen jellemzők összehasonlítása a Torna-patak érintett és referencia szakasza között.

A mikrogombák gyűjtését és vizsgálatát avarlebonítási vizsgálatokkal egyidőben, 2011. február 16-án kezdtük meg. Az avarszakokat a fent leírt módon gyűjtöttük a devecseri mintavételi helyen (2.1/2. ábra), a laboratóriumba való érkezésüket követően az avar alapos átmosása után 4-4 avarszákból (*Salix alba*, *Quercus cerris*, *Fagus sylvatica* és *Populus nigra*) egy levelet ultratiszta vízzel (Direct-Q3 Water Purification System, Millipore) megtöltött edényekbe helyeztünk tenyésztő létrehozása céljából. A tenyészteteket 3-4 napig levegőztettük szobahőmérsékleten. Ezt követően a szuszpenziót membránfilteren ($\phi=8 \mu\text{m}$, Whatman Cyclopore Track Etched Membrane) átszűrjük, és a szűrőn fennakadó konidiumokat (a gombák ivartalan szaporító képletét) metilénkékes

laktófenol-oldattal megfestettük (Gönczöl és mtsi., 1999). Morfológiájuk alapján, mikroszkóp alatt, meghatároztuk a lebonításban szerepet játszó gombafajokat, valamint az egyes fajokra jellemző konidiumok százelékos megoszlását.

2.7/1. ábra. A vörösiszap-katasztrófa után egy hónappal Devecserben vett vízminta mikroszkopos vizsgálata során talált *Tricladium angulatum* faj csírázó konídiuma



2.8 Ökotoxicitás becslése
Flash rendszerrel – a rendszer bemutatása
Az ökotoxikológiai gyakorlatban legelterjedtebben alkalmazott bakterialistest a *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlásán alapuló vizsgálat.

A *V. fischeri* biolumineszcencia, Gram negatív baktérium. A szerveszetet ért toxikus hatás a fénykibocsátás csökkenését eredményezi. A gátlás mértéke arányos a toxikus hatás erősségével, és jól számszerűsíthető véggpont, mivel a fénykibocsátás egy megfelelően kialakított luminométerrel mérhető.

A LAPPALAINEN és mtsi. (1999, 2001) által kidolgozott protokoll javasolt szilárd és/

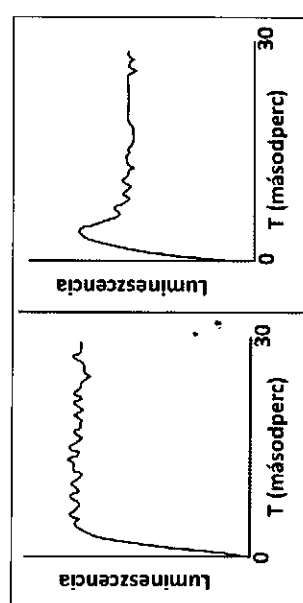
vagy színes minták elemzésére. A protokollra épülő szabványt (ISO 21338:2010: Water quality - Kinetic determination of the inhibitory effects of sediment, other solids and coloured samples on the light emission of *Vibrio fischeri* /kinetic luminescent bacteria test) 2010-ben fogadták el, elfogadása hazánkban jelenleg előkészítés alatt áll. Erre a protokollra épült a finn Aboatox Co. által forgalmazott Ascent Luminométer.

A kinetikus toxicitásmérés (LAPPALAINEN és mtsi., 1999) során a készülek a mintához adagolja a baktérium-suszpenziót, majd az ezt követő 30 másodperces időszakban folyamatosan rögzíti a fénykibocsátás jellegét és lefutását. A kontrollban a baktériumok felvilágnak (a rendszer rövid neve éppen ezért Flash System), a fénykibocsátás pedig közel állandó szinten marad (2.8/1. ábra, bal). Toxikus közegben a baktériumok felvilágnak, majd a minta gátló hatására gyakorlatilag azonnal (még a 30 mp-es intervallumon belül) fénykibocsátás-gátlás következik be (2.8/1. ábra, jobb).

A minta toxikus jellege tehát már 30 mp-es expozíció során becsülhető, számszerűsíthető, MORTIMER és mtsi. (2008) pl. ezt a megközelítést alkalmazta nanorészecskék toxicitásának becslésére.

További fejlesztés a magas lebégányag tartalmú, vagy színes minta Tyndall szórásának

2.8/1. ábra. Fénykibocsátás lefutása a kontrollban (bal) és a fénykibocsátás lefutása toxikus mintában (jobb).



kiküszöbölése (LAPPALAINEN és mtsi., 2001), amely nem toxikus minta esetében virtuális toxicitást eredményezne. Kinetikus mérés során a kapott jel alapján a zavarosság okozta fénykibocsátás gátlás világosan elkülöníthető a toxikus hatástól, itt ugyanis az első 30 mp-es jel során a kontrollhoz képest eleve alacsonyabb a kezdeti fénykibocsátás, azonban ez utána közel állandó marad (2.8/2. ábra, bal). Végül a zavaros (sötét), de toxikus minta által az első 30 mp-ben generált jel szintén jellegzetes: a kontrollhoz képest eleve alacsonyabb a fénykibocsátás, ami a kezdeti felvillanást követően a toxikus hatásra lecsökken, tapasztalható tehát a toxikus mintákra általánosan jellemző csúcs (2.8/2. ábra, jobb).

A toxicitás számszerű értékelése a beállított (max. 30 perces) expozíció után számított gátlás alapján történik, szintén az Aboatox Co-tól beszerzett Ascent szoftver segítségével, az alábbi képlet alapján:

$$KF = IC_{30}/IC_0$$

$$INH\% = 100 - 100 \times (IT_{30} / KF \times IT_0)$$

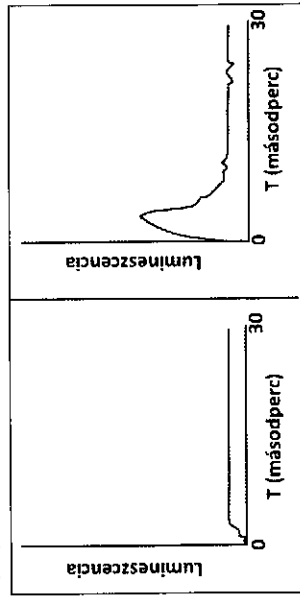
ahol: KF = korrekciós faktor; IC_{30} = a kontrollban mért lumineszcencia-intenzitás 30 perc expozíció után, RLU-ban kifejezve; IC_0 = a kontrollban mért kezdeti lumineszcencia-intenzitás, RLU-ban kifejezve; IT_{30} = a mintában mért kezdeti lumineszcencia-intenzitás, RLU-ban kifejezve. A gátlás kiszámítására szolgáló képletből is látható, hogy a kontrollban mért fénykibocsátás értékét csak a korrekciós faktor kiszámításánál kell használni, a tényleges gátlás mértékét a (feltételezhetően) toxikus mintában mért expo-

zíció előtti és utáni fénykibocsátás alapján határozzuk meg. Ez a számítási mód is lehetőséget ad a „szinkorrektúra”, azaz annak a figyelembevételére, hogy zavaros, sötét mintákban eleve kisebb a leolvasható lumineszcencia-érték.

2.8/2. ábra. Fénykibocsátás lefutása nem toxikus,

zavaros/sötét mintában (bal), valamint

a fénykibocsátás lefutása toxikus, zavaros/sötét mintában (jobb)



3. A TORNA-PATAK ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTJELLEMZŐI A VÖRÖSISZAP KATASZTRÓFÁT MEGELŐZŐEN

3.1 Általános vízkémiai jellemzők

A katasztrófát megelőző években rendelkezésünkre álló vizanaltikai eredményeket a Peridot on-line adatbázisban tároltuk. A NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , SRP, TP, Cl⁻, SO_4^{2-} , KOL és oldott oxigén tartalom értékei a katasztrófát követően nem különböztek szignifikánsan a korábbi, illetve a referencia helyen kapott eredményektől. Emiatt a korábbi eredményekből azokat emeltük ki, mely paraméterekre a katasztrófa szignifikáns hatással volt.

A 2004-2005. időszakból összesen 12 devecseri vízmintha, míg a 2008-2009-es adat-sorok esetén összesen 120 devecseri vízmintha adatai kerültek be az adatbázisba. A Torna-patak vízének pH-ja Devecsernél a 2004-2005-ös adatsor alapján átlagosan 7,6, míg 2008-2009 között átlagosan 7,9 volt. 2010. első felében az pH átlagos értéke Devecsernél 8,0 volt.

A minták fajlagos vezetőképességének az átlag-értéke 2004. és 2005. között $625 \mu S \text{ cm}^{-1}$ volt. 2008-2009. időszakban a fajlagos vezetőképesség átlagértéke $1234 \mu S \text{ cm}^{-1}$ -nek adódott. 2010. első felében a patak víze jó ökológiai állapotú fajlagos vezetése $1098 \mu S \text{ cm}^{-1}$ volt.

A Torna-patak devecseri szakaszán 2009-ben a nátriumion átlagos koncentrációja $152,7 \text{ mg L}^{-1}$, a káliumion átlagos koncentrációja $10,43 \text{ mg L}^{-1}$ volt. 2010-ben erre vonatkozóan nincsenek mérési adataink, de a referenciahelyek megfelelő összehasonlítható alapot szolgáltatnak.

A p-lúgosság átlagos értéke 2008-2009. mintavételi időszakban $0,0$, míg az m-lúgosság átlagos értéke $4,89 \text{ mg L}^{-1}$ volt. 2010. első felében átlagosan $0,0 \text{ mg L}^{-1}$ p-lúgosság és $4,47 \text{ mg L}^{-1}$ m-lúgosság értékeket kaptunk.

A patak vízminősége a korábbi évek vízkémiai paramétereire alapján a jó és közepes kategóriába esett (MSZ 12749, Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés).

3.2 Bevonatlakó kovaalgák fajsza és

a kovaalga alapú ökológiai állapot indikációja
A katasztrófát megelőzően összesen 3 kísérleti periódusban történtek bevonatlakó kovaalgák felhasználásával vizsgálatok a Torna-patak devecseri szakaszán (2.1/1. ábra). Az első periódusban, a 2004. októbertől 2005. szeptemberig történő mintavétel során összesen 24 alkalommal gyűjtött bevonat mintában összesen 75 faj sikerült azonosítani, a minták átlagos fajsza pedig 26 volt. A Shannon diverzitás értékei $1,20$ és $3,93$, míg az egyenletesség értékei $0,29$ és $0,77$ között változtak (3.2/1. táblázat). A leggyakoribb diverzitás az októberi mintákat jellemzi, míg a legalacsonyabb értékeket télen, februárban tapasztaltuk. A fajok többsége a *Navicula* (14 faj), a *Nitzschia* (9 faj) és a *Fragilaria* (12 faj) nemzetségekbe tartozott. A periódusnak 4 domináns faja (éves átlagos relatív gyakoriságuk meghaladja az 5%-ot) volt, mint például a *Navicula lanceolata*. Szubdomináns faj (éves

átlagos relatív gyakoriságuk $1-5\%$ közötti) volt többek között a *Gomphonema olivaceum*, mely csak bizonyos időszakokban vált dominánssá (3.2/2. táblázat). A vizsgált időszakban az IPS index alapján a patak víze jó ökológiai állapotú volt a nyár kivételével, ahol csak közepes állapotot tapasztaltunk (3.2/1. ábra).

A második vizsgálat során, amely 2008. április és 2009. május között zajlott, összesen 62 alkalommal történt mintavétel, mely során 76 fajt azonosítottunk, mely hasonló volt a 2004. és 2005. évi mintavételek során tapasztaltakhoz. Az átlagos fajsza 25 volt, mely szintén hasonló a korábbi eredményekhez. A Shannon diverzitás értéke $1,92$ és $4,29$ között változott, azaz diverzitásnövekedést tapasztaltunk a 2004-2005-ös évhez képest (3.2/1. táblázat. 110. o.). A legkisebb értéket áprilisban, a kolonizáció idején kaptuk, míg a legnagyobb diverzitást a korábbi kutatásokhoz hasonlóan októberben tapasztaltuk. A diverzitás szintén alacsonyabb értékeket mutatott a téli évszakokban. Az egyenletesség $0,55$ és $0,85$ között változott. A fajok többsége a 2008-2009-es időszakban is a *Navicula* (14 faj), a *Nitzschia* (9 faj) és a *Fragilaria* (9 faj) nemzetségekbe tartozott, de a *Gomphonema* nemzetségből a korábbi kutatástól eltérően – ahol 3 fajjal képviseltette magát – ebben az időperiódusban 8 fajt sikerült azonosítani. Amennyiben összehasonlítjuk a domináns fajokat a korábbi kutatás eredményeivel, akkor megállapítható, hogy a *Nitzschia palea* 2008-2009 között elvesztette domináns szerepét a kovaalga közösségben. Ezzel ellentétben a korábbi 4 domináns faj mellett megjelentek újak, mint a *Cocconeis placentula* (3.2/2. táblázat). A szubdomináns fajok között eltérések nem tapasztalhatók. Az IPS index alapján a patak víze júliustól november közepéig közepes ökológiai állapotú volt, így ez a gyengébb állapotú időszak a korábbi évhez képest meghosszabbodott. Ezen a perióduson kívül a vízforrás ökológiai állapota a bevonatlakó kovaalgák alapján a jó kategóriába esett (3.2/1. ábra).



Az iszapkatasztrófa előtti utolsó egy éves kutatási periódus 2009. áprilistól 2010. áprilisig tartott. Ezen idő alatt 52 alkalommal gyűjtöttünk bevonat mintát, mely során 80 fajt azonosítottunk, mely nem sokkal több, mint az előző két év során tapasztalt fajszám. A minták átlagos fajszáma 27 volt, amely közel azonos volt a korábbi kutatások eredményeivel. A diverzitás értéke 0,92 és 4,56, míg az egyenletesség 0,24 és 0,91 között változott (3.2/1. táblázat). Amennyiben a kialakult, érett bevonatot vizsgáljuk, akkor mind a három kutatási időszakra megállapítható, hogy alacsony

nyabb diverzitás értékeket téli időszakban, míg a legmagasabb értékeket késő ősszel mértük. Az *Achnanthidium minutissimum*, a *Navicula nematodes* tartozó két faj a 3 év alatt mindvégig domináns fajoként, míg a *Surirella brebissonii* szubdomináns fajtákként volt jelen a mintákban. A harmadik év során a *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* elvesztette a domináns szerepét a közösségben (3.2/2. táblázat). Az IPS index alapján a Torna-patak ökológiai állapota a deveszéri mintavételi szakaszon az egész év során a jó kategóriába tartozott.

A katasztrófa előtti kutatási

3.2/1. táblázat. A Torna-patak deveszéri szakaszának fajszáma, diverzitása, egyenletessége és az IPS kovalga index értékei az iszapkatasztrófát megelőzően, 2004 és 2010 között

	2004-2005	2008-2009	2009-2010
MINTASZÁM	24	62	52
MEGTALÁLTAI			
Fajok száma	75	76	80
Fajszám	ÁTLAG	26	25
	SZÓRÁS	6	5
	SD	4	4
	MIN	17	11
DIVERZITÁS	MAX	41	38
	ÁTLAG	2,92	3,41
	SZÓRÁS	0,73	0,50
	SD	0,56	0,39
EGYENLE- TESSÉG	MIN	1,20	1,92
	MAX	3,93	4,30
	ÁTLAG	0,62	0,74
	SZÓRÁS	0,13	0,08
IPS INDEX	SD	0,10	0,06
	MIN	0,29	0,55
	MAX	0,77	0,85
	ÁTLAG	12,23	12,73
	SZÓRÁS	2,21	1,50
	SD	1,86	1,19
	MIN	6,90	8,70
	MAX	14,80	15,80

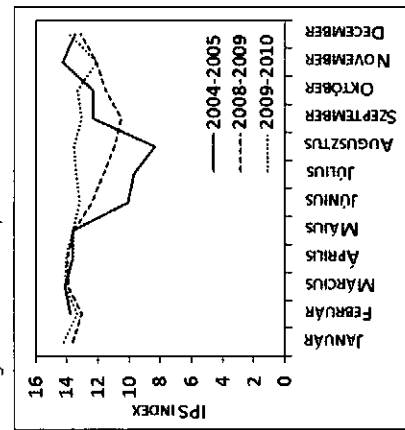


3.2/2. táblázat. A Torna-patak deveszéri szakaszának katasztrófa előtti domináns (D) és szubdomináns (szD) fajai 2004 és 2010 között

	2004-2005			2008-2009			2009-2010		
<i>ACHNANTHIDIUM MINUTISSIMUM</i>	D	D	D	D	D	D	D	D	D
<i>CYCLotella OCELLATA</i>	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD
<i>COCCONEIS PLACENTULA</i>	-	D	D	D	D	D	D	D	D
<i>DIATOMA TENUIUS</i>	szD	-	-	szD	-	-	szD	-	-
<i>FRAGILARIA CAPUCINA</i> var. <i>VAUCHERIAE</i>	D	D	D	D	D	D	D	D	D
<i>GOMPHONEMA OLIVACEUM</i>	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD
<i>GOMPHONEMA PARVULUM</i>	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD
<i>NAVICULA GREGARIA</i>	D	D	D	D	D	D	D	D	D
<i>NAVICULA LANCEOLATA</i>	D	D	D	D	D	D	D	D	D
<i>NITZSCHIA PALEA</i>	D	D	D	D	D	D	D	D	D
<i>SURIRELLA BREBISSONII</i>	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD	szD

gek főként a nyári és őszi időszakra jellemzőek, melyek eredményezhették a három év ökológiai állapota közötti eltérést. A vízfolyás ökológiai állapota 2009-2010. évben a kutatás teljes idején alatti volt, míg a korábbi években a nyári és őszi hónapokban a közepes kategóriába esett (3.2/1. ábra).

3.2/1. ábra. A Torna-patak deveszéri szakaszának IPS kovalga index értékei 2004 és 2010 között. A kategória határai a 2.3/1. táblázatban olvashatók

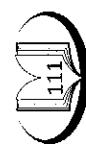


A fenti vizsgálatok adatait a Peridat adatbázisban (HAINAL és mtsi., 2010) tároljuk. A Tor-

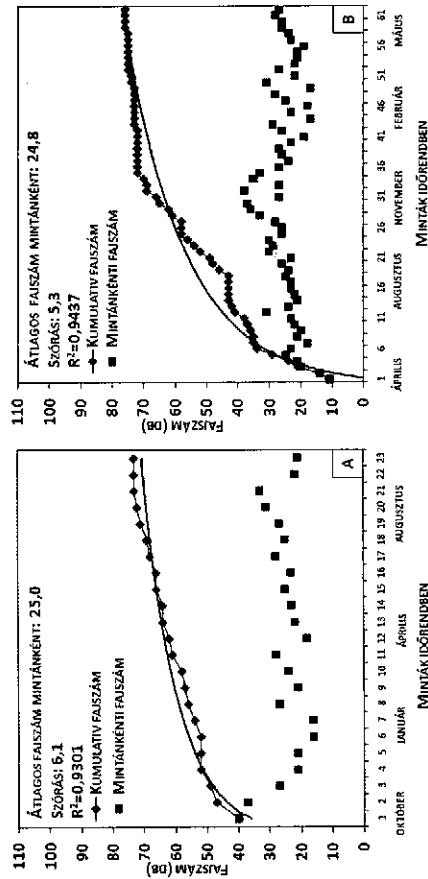
na-patak összes fajszámának becslésére ezen adatbázisból a minták egyedszám, illetve fajszám adatait, valamint a kumulatív fajszám adatait kértük le. A kumulatív fajszám megállapításának módja, hogy az időrendi sorrendbe rakott bevonatminták ből meghatározzuk az addig összesen megtalált fajok számát.

A Torna-patak 2004-2005-ös és 2008-2009-es mintáinak kumulatív fajszám diagramjára trend-vonalat illesztve telítődési görbét kaptunk. A maximum érték az első vizsgálati periódusban 73 alga faj volt (3.2/2. ábra), de a görbék lefutása valószínűsíti további fajok előfordulását is. A két maximum fajszám statisztikai hibatartáron belül azonos, de a fajlisztak lényegesen különböztek. Összesen 36 illetve 40 olyan faj volt a fajlistában, amely az egyik időszakban megjelent, de a másikban nem. A fajliszt változása a gyakori (5%-nál nagyobb relatív gyakoriságú) fajokat nem érintette.

A mintákban talált fajok relatív gyakoriság értékei alapján az összes fajszámot többféle, paraméter nélküli becslőformulával, többek között a másodrendű Jackknife index-szel (COLWELL és CODDINGTON, 1994) becsültük. A becslőformulával becsült fajszámok szintén telítési görbével közelíthetők (3.2/3. ábra, A), ugyanis a paraméter nélküli becslőformulák jellegzetessége, hogy kis mintaszámnál alulbecsülik a fajgazdagságot. Ilyen esetben a becsült fajszám a mintaszámmal arányos, de elegendő számú mintánál közelít a valódi értékhez. A görbe kis mértékű, telítési szakasza jelzi, hogy a minták száma elegendő az összes fajszám statisztikai becsléséhez.



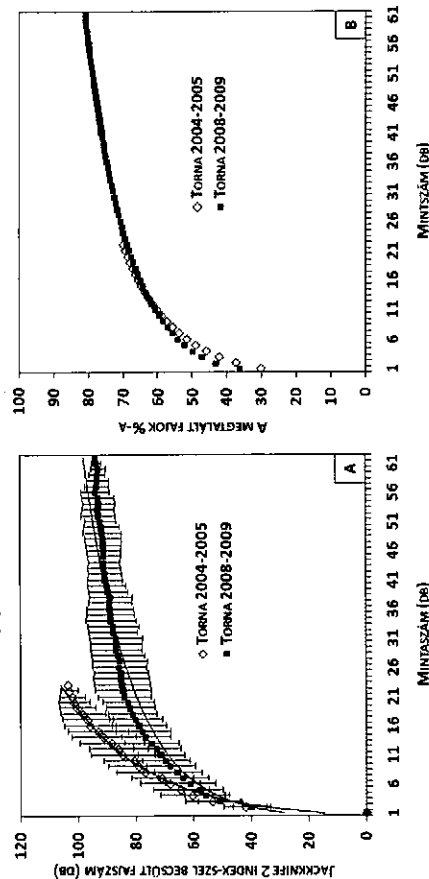
3.2/2. ábra. Kumulatív és mintánkénti fajszám értékek a Torna-patak devecseri szakaszán.
A: 2004-2005, B: 2008-2009 közti mintavételi időszakban.



A minták alapján kiszámítható elméleti fajszám alapján értéke megadja azt a becsült fajszámot, amely reprezentatív mintavétellel megtalálható. A 3.2/3. A ábra alapján a Torna-patak 2004-2005-ös adatsorának 23 mintából számolt fajszám maximuma 104 faj volt, de a telítődés nem egyértelmű. A 3.2/3. A ábra alapján a Torna-patak 2008-2009-es

3.2/3. ábra. A: A Jackknife 2 index alkalmazásával becsült fajszám a mintaszám függvényében.

B: A bevonatmintákban megtalált fajszám százalékos aránya a becsült összes fajszámhoz képest, a mintaszám függvényében (Si/Sp_max)



3.2/3. táblázat. A mintavételi helyek kumulatív fajszám és becsült összes fajszám értékei

ADATSOR	KUMULATÍV FAJSZÁM	BECSÜLT ÖSSZES FAJSZÁM (Sp_max)
TORNA-PATAK 2004-2005	73	104
TORNA-PATAK 2008-2009	75	94

Meghatároztuk a kumulatív fajszámgörbéről leolvasható fajszám és a becsült maximális elméleti fajszám arányát (Si/Sp_max), vagyis hogy adott számú mintából a fajlista hány százaléka határozható meg. A 3.2/3. B ábráról leolvasható hogy a Torna-patakon a 2004-2005 között vett 23 minta alapján a becsült fajszám 70%-át lehetett feltérképezni. Egy véletlenszerű időpontban vett minta alapján a fajlista 39%-át lehet megtalálni. A Torna-patakon a 2008-2009 között vett 63 minta a becsült fajszám 81%-át tartalmazta. Egy tetszőleges időpontban vett minta a fajlista 43%-át tartalmazta. Mindkét esetben a megtalált fajszám százalékos arányának görbéje hasonló lefutású. Az adatok arra utalnak, hogy egyszerű mintavétellel a fajlista kicsit több mint 30%-t lehetett megtalálni. A téli időszak elhagyásával, a havonkénti mintavétel körülbelül a fajlista 50%-nak megtalálását eredményezi.

3.3 Vízi makrogerinctelen szervezetek vizsgálata

Részletesebb makrogerinctelen fauna adatokról a Torna-patakon összesen négy helyszínről rendelkezünk (elsősorban 2008-as évből), ezek közül a devecseri helyszínen (2.1/1. ábra) egy éves monitorozás történt (2008. tavasz – 2009. tavasz). A négy helyszínből két természetes jellegű, a forrásvidéken található, mindkét pont Csehbanya közelében van (2.1/1. ábra). A másik két vizsgálati helyszín a Torna-patak erősen módosított szakaszán került kijelölésre, az egyik

Devecser és Kolontár között Szentkútnál (2.1/1. ábra), a másik Devecsernél (2.1/1. ábra).

A Torna-patak két természetes mintavételi helyén 9 faj volt jelen: *Gammarus roeselii*, *G. fossarum*, *Anabolia furcata*, *Chaetopteryx fusca*, *Potamophylax nigricornis*, *Heptagenia lateralis*, *Ephemera danica*, *Siphonurinae* sp., *Baetidae* sp. Ezek a mintavételi helyeken mind élőhely, mind táplálék tekintetében kedvezőek a feltételek a makrogerinctelenek megtelepedéséhez, mert az aprítók tömeges jelenlétéhez a part menti vegetáció biztosítja az avart, míg a legelő tevékenységet folytató kérészek számára a napsütötte részekben képződik némi diatóma bevonat is. A patak ezen szakaszán jellemzőek a kisebb törmelékgyűjtők, melyekben el tudnak bujni a folyami rákok (*Astacus astacus*). A szakasza jellemző még az erőteljes mészkiválás az apró gallyakon, köveken, sőt, pár hónap alatt a vízbe hullott, akkumulálódott avaron is.

A Torna-patak két erősen módosított szakaszán található mintavételi helyén előfordult a *Gammarus roeselii*, *G. fossarum*, *Anabolia furcata*, *Chaetopteryx fusca*, *Potamophylax nigricornis*, *Physella acuta*, *Hydropsyche angustipennis* is, de ezek mennyisége jóval kisebb volt, mint a természetes szakaszok egyedszámai. Ez magyarázható a homogen életterülettel, az aprítók esetében az élelem hiányával. Viszont az árnyékoltóság hiánya miatt még a mozgékony (kis köves) aljzaton is ki tud alakulni annyi élőbevonat, hogy az elsősorban lassan áramló vizekre jellemző *Physella acuta* is jelen több populációval legyen jelen a devecseri szakaszon.

A devecseri, erősen módosított Torna-patak szakasz egyéves vizsgálata során összesen 24 faj és 11 családot tudunk elkülöníteni. A patak domináns fajai ezen a szakaszon a *Gammarus*

roeselii, a *Physella acuta*, a *Lymnaea peregra*, a *Gomphus vulgatissimus*, valamint a Baetidae, a Chironomidae és a Hydropsychidae család lárvái. Az 2. tipológiai típusnak (hegyvidéki, mérsékelt, durva mederanyagú kis vízfolyás) (A Víz Keretirányelv, 2010) megfelelő referenciafajok közül a *Gammarus roeselii* és a *Glossiphonia complanata* jelent meg, melyek közül az utóbbit csak egyszer sikerült megtalálni. Az Asterics program alapján aprító szervezeteknek főként a *Gammarus roeselii* és a Sericostomatidae család lárvái tekinthetők. Legelészelt a Baetidae, Goeridae, *Goera pilosa*, *Physella acuta*, *Galba truncatula*, *Lymnaea peregra*, *Stagnicola corvus*, *Limnias volckmari* (nemelyik faj csak egyszer-egyszer fordult elő) táplálkozhat, tehát a legelők fajsza jelentősebb. Ez utal a patak módosított jellegére, hiszen az alsóbb Torna szakasz már 5. tipológiai típusú, ahol nem a legelő fajoknak kéne dominálnia. Szembetűnő továbbá, hogy az egy év során találtunk néhány élő példányt állóvízi fajokból is (pl.: *Planorbis planorbis*, *Planorbis cornus*, *Lymnaea stagnalis*), melyek jelenléte valószínűleg a kolonitári halastóból való lesodródásnak köszönhető, hiszen a patak sodrása jelentős (a deveszeri szakaszon 2008-ban átlagosan: $0,71 \pm 0,085 \text{ ms}^{-1}$). Aktív szűrővel a *Pisidium* fajok képviselői, mint például a patakban élő *Pisidium amnicum*, passzív szűrővel pedig a Simuliidae és a Hydropsychidae család lárvái, gyűjtőgetésével a Baetidae és a Chironomidae család lárvái táplálkoznak. (A táplálkozási csoportokba sorolás esetén időnként átfedések lehetnek, pl. a Baetidae család képviselői 50-50%-ban gyűjtőgethetnek és legelhetnek.)

A Torna-patakban számos ragadozó szervezetet tudunk kimutatni, melyek főként a szitakötők, pócák családjába tartoztak, de a szakirodalom egyes tegzéseket és bogárlárvákat, poloskákat is ide sorol. Szitakötők közül *Gomphus vulgatissimus*, *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*, *Coenagrion puella* egye-

deit gyűjtöttük be. Megtalált ragadozó tegzések a Rhycophilidae család lárvái és az Ecnomidae család hazánkban élő egyetlen képviselője az *Ecnomus tenellus*. Ezek mellett predátor a pihócsák rendjébe tartozó *Erbopadella octaculata* és a *Glossiphonia complanata*, valamint az *Aphelocherius aestivalis* és a *Notonecta glauca* poloskafajok. A Coleoptera lárvák is főként ragadozók, de aprítók, gyűjtőgetők, legelők és egyéb szervezetek is lehetnek.

A vörösiszap által előtört Torna-szakasz hajdani makrogerinctelen faunájáról összefoglalóan megállapítható, hogy annak összetétele nem volt ideálisnak tekinthető sem egyszámokat, sem a fajok arányait tekintve. Ennek oka elsősorban a meder-módosításból következő hidromorfológiai jellege. Ennek ellenére a patak a makrozoobentosz indikátorcsoport alapján nem volt rosszabb állapotban (a patak teljes hosszára vonatkoztatva), mint országunkban a legtöbb vízfolyás.

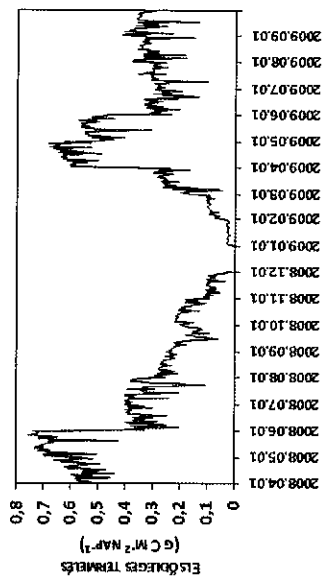
3.4 Termelő és lebontó folyamatok

a Torna-patakon a katasztrófát megelőzően

2008. áprilistól 2009. októberig terjedő időszakban a módosított szakaszok (Deveszer, Szentkút) havi primer produkciója magasabb volt, mint a természetes szakaszoké (Csehbánya 1, 2). A vizsgált időszakban deveszeri mintavételi helyen az epilítion (kövön rögzült algabevonat) közösség elsődleges termelése összesen $161,0 \text{ g C m}^{-2}$, Kolontárnál $135,3 \text{ g C m}^{-2}$, a Csehbánya 1 mintavételi helyen $54,8 \text{ g C m}^{-2}$, míg Csehbánya 2 mintavételi helyen $56,9 \text{ g C m}^{-2}$ volt. A deveszeri mintavételi hely becsült napi elsődleges termelését a 3.4/1. ábra mutatja.

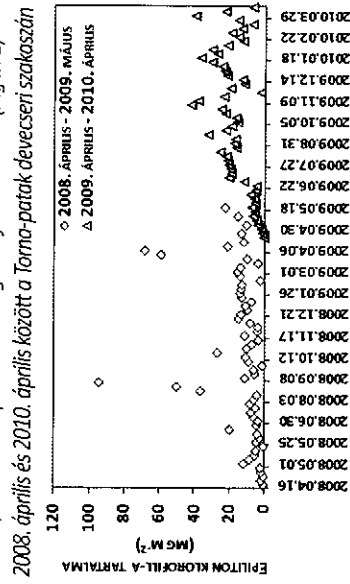
Az algabevonat mennyiségének alakulása a katasztrófát megelőző években a 3.4/2. ábrán látható. A biomassa az algák klorofill-a tartalmával jellemezhető, változása főként a tápanyagok mennyiségétől, az áradások gyakoriságától és mértékétől, a hőmérséklettől valamint a bevonatot érő fény intenzitásától és a legelő

3.4/1. ábra. Az epilítion közösség becsült elsődleges termelése 2008. április és 2009. szeptember között a Torna-patak deveszeri szakaszán



szervezetek denzitásától függ. A két vizsgált évben a biomassa átlagosan $15,05 \pm 14,02 \text{ mg m}^{-2}$ volt. (WALLACE és mtsi., 1995). Az 1. és 2. természetes jellegű mintavételi helyeken (2.1/1. ábra) az aprító makrogerinctelen szervezeteinek száma a bőséges táplálék és a kisebb kompetíció miatt magasabb volt. A szentkúti és deveszeri ponton nem volt természetes allochton (kívülről érkező) avarterhelés, mert a patak mezőgazdasági és urbanizált területen fut, ezért az aprítók száma alacsony. Ennek ellenére az avar bomlása a szakaszokban gyors, egyrészt, mert ezeken a mintavételi helyeken kevés a táplálék (nincs fás vegetáció a parton) másrészt a víz sokkal gyorsabban folyik a mesterséges trapéz-mederben, mint a természetes szakaszokon. Tehát a feldarabolt avar nem marad a szakaszban, hanem nagyon gyorsan kisodródik onnan. WHILES és mtsi. (1993) is megfigyelték a szokatlanul gyors avarlebomlást ott, ahol a patakmeder módosított. A vizsgálatunk végeredménye ennek a tanulmányának a megállapítását támasztja alá: a módosított medrű patakokban a k értéke magas volt, annak ellenére, hogy kevés az aprító és k

3.4/2. ábra. Az epilítion közösség klorofill-a tartalma (mg m⁻²) 2008. április és 2010. április között a Torna-patak deveszeri szakaszán



A termelő folyamatok mellett a lebontó folyamatokat is vizsgáltuk. A 2008-as évben zajlott éves avarlebontási kísérlet eredményei szerint az avar bomlása jelentősen gyorsabbnak bizonyult a két erősen módosított Torna helyszínen, Szentkútnál és Deveszerben (2.1/1. ábra), mint Csehbányához közeli természetes patakszakaszokon (1. és 2. mintavételi hely, 2.1/1. ábra), noha az átlagos aprító szám a szakaszban nem volt magas (3.4/1. táblázat. 116. o.). Összehasonlítás céljából a táblázatban néhány, a környéken található más patak adatait is feltüntettük. Az aprító fajok

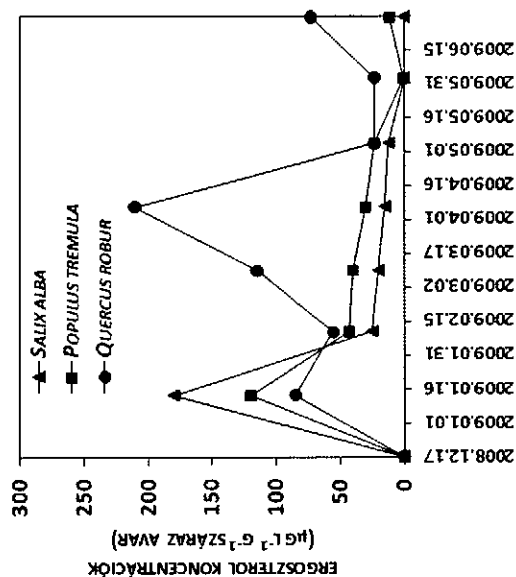
3.4/1. táblázat. A nyolc mintavételi helyen az avarfogyás néhány mutatója
(Rövidítések: C: Cuha-patak, Cs: Csígere-patak, T: Torna-patak)

MINATVÉTELI HELY	AVARFAJ	FELEZÉSI IDŐ ± SE (NAP)	BOMLÁSI RÁTA K ± SE (NAP ⁻¹)	ILLESZTÉS R ²	ÁTLAGOS APRÍTÓ DENZITÁS (EGYED G ⁻¹ AVAR)
C1	POPULUS TREMULA	122,90±22,05	0,0056±0,0012	0,47	0,86
C1	QUERCUS BOREALIS	161,95±9,76	0,0043±0,0003	0,93	0,80
C2	POPULUS TREMULA	89,22±14,05	0,0078±0,0015	0,72	1,05
C2	QUERCUS BOREALIS	89,50±7,27	0,0077±0,0007	0,94	1,02
Cs1	POPULUS TREMULA	152,50±13,60	0,0045±0,0004	0,90	0,74
Cs1	SALIX ALBA	111,20±6,30	0,0062±0,0004	0,95	0,81
Cs2	POPULUS TREMULA	130,70±8,70	0,0053±0,0004	0,94	3,07
Cs2	SALIX ALBA	127,00±10,80	0,0055±0,0005	0,92	4,01
T1	POPULUS TREMULA	115,45±7,77	0,0060±0,0004	0,95	4,77
T2	POPULUS TREMULA	88,31±5,39	0,0078±0,0005	0,96	6,50
T3	POPULUS TREMULA	63,87±4,21	0,0109±0,0008	0,97	1,93
T4	POPULUS TREMULA	61,01±4,53	0,0114±0,0009	0,97	1,05
T1	SALIX ALBA	105,99±5,48	0,0065±0,0004	0,97	5,52
T2	SALIX ALBA	85,04±5,83	0,0082±0,0006	0,95	4,70
T3	SALIX ALBA	62,58±3,16	0,0111±0,0006	0,98	1,38
T4	SALIX ALBA	52,75±6,56	0,0131±0,0019	0,93	2,01

független az avar típusától. Így a módosított víz-testekben egyrészt a makrozoobentosz számára nincsen megfelelő élőhely (eltérő áramlási hely, különböző mederanyagú zónák az aljzaton), másrészt az aprító fajok még „éheznek” is, hiszen kilométereken át nincs a part mentén természetes fás vegetáció. A devecseri szakaszon a betonozott mederben az üledék vagy hiányzik, vagy csak nagyon vékony, ami pedig nem elegendő vízi makrofiton (pl. nád) megtelepedésére, tehát ezen a szakaszon az ilyen jellegű táplálékforrás sem tud kialakulni (LANGHANS és mtsai., 2008). Nemcsak a mederbeli módosítások, hanem a partmenti növényzeti övezetek is jelentősen befolyásolják a patakrendszereket (HEARTSILL-SCALLEY és AIDE, 2003). A partmenti vegetáció hiánya nem feltétlenül hat közvetlenül az aprító abundanciájára, de maga után vonja a fauna taxonómiai változását (WHILES és WALLACE, 1997).



3.4/3. ábra. Az ergoszterol koncentrációk
($\mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) a Torna-patak devecseri szakaszán
008. december 17. és június 29. között



ezért nehezebben bomlik le. A fűz és a nyár kevésbé ellenálló avarok, sokkal törekenyebbek és gyorsabb ütemben apródnak.

4.2 Krónikus hatás 1:

Kémiai ártalmatlanítás a patakmedrekben

A levonuló lúgos vörösiszap semlegesítése mind a Torna, mind a Marcal vízébe ismeretlen mennyiségű, de összességében igen jelentős mennyiségű gipszt szórtak. Az alkalmazott gipsz pH csökkentő hatásának felmérésére laboratóriumi kísérletet állítottunk be, melynek során a katasztrófa első napján vett vörösiszapos szuszpenzióhoz grammonként adagoltunk a helyszínen található gipszdepókból gyűjtött gipszt, s mértük a kevertetett elegy pH-ját. A számítások szerint ahhoz, hogy 1 m³ vörösiszapos szuszpenzió pH-ját 12,8-ról 11,8-re csökkentjük (ami még mindig letális az élővilágra nézve), 300 kg gipsz felhasználásra volt szükség. Emiatt a gipszes kezelés (bármennyi is volt az alkalmazott gipsz mennyisége, s aránya a semlegesítő gipsz anyaghoz képest) érdemi pH csökkentő hatását nem látjuk igazoltnak. Járt azonban e tevékeny-

4.1 Akut lúghatás

A kiomló vörösiszap kémhatása erősen lúgos volt (első mérési adat szerint pH = 12,87), mely jelentősebb hígulás nélkül vonult végig a Torna és a Marcal érintett szakaszának jelentős részén. Ezen lúgtartalom önmagában letális hatású a patak élővilágára, különösképp, ha egyenes, szabályozott mederben folyik le. Ma-



ség olyan mellékhatással, mely alapvető a későbbi regeneráció szempontjából. A gipsz jelentős mennyiségben rakódott le első sorban a lassú folyású Marcal medrében fedve a mederben található növényzetre rakódott vörösszap réteget.

A gipsz szemcsemérete lényegesen nagyobb, mint a vörösszapé (4.2/1. ábra), emiatt nehezebben mozog. Ennek következtében a mederben felhalmozódott, s időközben a természetes hígulás miatt neutralizálódott vörösszapot stabilizálja, tartós élőhely-pusztulást okozva. Míg a vörösszapot kisebb áradások is apránként lemosták volna, a gipszet ezek jelentős mértékben megmozgatni nem tudták ezért a gipszlerakódások az élőhelyek regenerációját jelentősen késleltetik, illetve olyan folyamatokat indítanak el, melyek nem sajátjai a katasztrófa által sújtott élővizeknek.

4.3 Krónikus hatás 2:

Kémiai ártalmatlanítás az ipari területen

A katasztrófa ismétlődésének, illetve eszkálá-

ciójának elkerülése érdekében az ipari terület-ről hónapokon át jelentős mennyiségű lúgos anyagot szivattyúztak a Tornaába annak tömény ipari sószavval történő semlegesítésével. A semlegesítést szakaszosság jellemezte, melynek eredményeképp a Tornaába az Ajka és Kolontár közötti Vasúti átkelőnél található (2.1/2. ábra) mintavételi helyen (mely a katasztrófa által érintett terület felett helyezkedik el) többször hol erősen savas, hol erősen lúgos anyag került. E tevékenység károsító hatásának térbeli kiterjedése a pataokban a gyors hígulás miatt nem volt nagy, de ökológiai szempontból erős míg-

4.3/1. ábra. Néhány egyben maradt példány

az elpusztult folyami rákok közül (bal oldalon) és a patakba befolyó időnként erősen lúgos, időnként erősen savas anyag, háttérben az átszakadt kazettával (jobb oldalon)



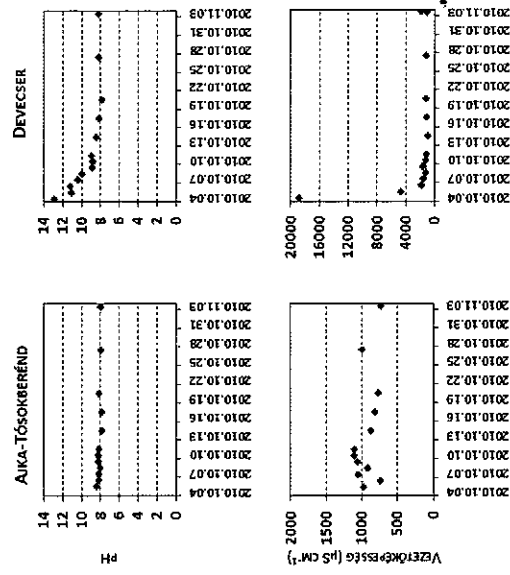
rációs barriertek tekinthető, mely a Torna felső részéről érkező migránsok átjutását gátolta a katasztrófa sújtotta területre. A Tornaába befolyó időnként erősen savas, időnként erősen lúgos anyag a patak partján igen jelentős, tiszta vizes élőhelyet tett tönkre. A gondatlanság miatt több védett folyami rák (*Astacus astacus*) példány tetemére bukkantunk (4.3/1. ábra) a befolyó környezetben.

4.4 Települési hatások

Kolontár, Devecser és Somlóvásárhely katasztrófamentesítése során (utcaik mosása, épületek bontása, egyéb építkezési műveletek) jelentős volt a Tornaába mosott anyagok mennyisége, melyek elsősorban a patak zavarosságát növelték térben és időben eltérő intenzitással, jelentős zavaró hatást képviselve.

A Torna-patakon és a Marcalon tapasztalt ökológiai folyamatokat nem lehet pusztán az akut lúgítás alapján megérteni, azokat a fent rész-

5/1. ábra. A pH és vezetőképesség ($\mu\text{S cm}^{-1}$) alakulása a vörösszap katasztrófát követően a Torna-patak Ajka-Tösokberénden kijelölt (referencia) és devecseri mintavételi helyein 2010. október 4. és 2010. november 3. között



leterzett komplex hatások figyelembevételével lehet értelmezni.

5. A VÖRÖSSZAP LEVONULÁS ÉS ANNAK KÖZVETLEN HATÁSA A TORNA-PATAK ÉS A MARCAL FOLYÓ ÉLŐVILÁGÁRA

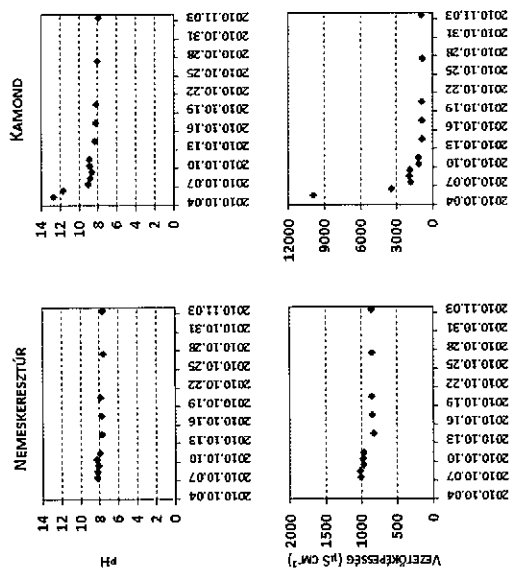
A gát átszakadását követően a vörösszap áradat a Torna-patak medrében talált magának

utat. A Pannon Egyetem Limnológia Intézeti Tanszéke már a katasztrófa napján engedélyt kapott a mintavételhez, és munkatársaink mintát vettek a devecseri mintavételi helyen (4. mintavételi hely, 2.1/2. ábra) a Torna-patakából. A helyszínen mértük a pH-t, vezetőképességet, oldott oxigén tartalmat és oxigén telítettségét. Az oldott oxigén koncentrációban és oxigén telítettségben nem tapasztaltunk a korábbiaktól

szignifikáns eltérést. Azonban a pH és vezetőképesség a korábbi mért eredményekhez képest szignifikánsan megnövekedett. A pH 12,87, míg a vezetőképesség 18 860 $\mu\text{S cm}^{-1}$ volt, és több órán keresztül ilyen magasak maradtak az értékek. 2010. október 5-től a szennyezés terjedésének megállapítására, illetve a tisztulás

nyomon követése érdekében a Torna-patakon és Marcalon is több mintavételi helyet jelöltünk ki (2.1/2. ábra). A pH és vezetőképesség csökkenése már 2010. október 5-én megfigyelhető volt, s 2010. október 14-én a pH már 8,4, míg a vezetőképesség 1196 $\mu\text{S cm}^{-1}$ volt Devecserben. A szennyezés levonulását a pH és a vezetőképesség alakulása jól mutatta mind a Torna-patakon (5/1. ábra), mind a Marcalon (5/2. ábra). A szennyezés hamar elérte a Marcal folyót,

5/2. ábra. A pH és vezetőképesség ($\mu\text{S cm}^{-1}$) alakulása a vörösiszap katasztrófát követően a Marcal folyó nemeskeresztúri (referencia) és kamondi mintavételi helyein 2010. október 4. és 2010. november 3. között



Kamondnál még 2010. október 5-én is 12,7-es pH értéket mértünk, és 9960 volt a vezetőképesség. A Marcal mintavételi helyein is 2010. október 14.-re az eredeti állapothoz és a referenciahoz hasonló értékekre csökkent a pH és vezetőképesség (5/2. ábra). Mindkét vízfolyás esetében a referenciahely mellett egy érintett mintavételi helyet választottunk a szemléltetéshez. A Torna-patak esetében a devecseri szakaszon (korábbi évekre való tekintettel), míg a Marcal esetében Kamondon mért eredményeket mutatjuk be a szennyezés levonulásának szemléltetésére. Az ábrákon a mérési eredményeket a jobb felbontás miatt csak 2010. november 3-ig ábrázoltuk. Ezt követő időszakban már nem volt jelentős változás a mért paraméterekben, és az érintett területeken kapott eredmények ezt követően már megfelelték a referencia helyeken mért értékeknek.

A vörösiszap szuszpenziótól a fenti paramétereken kívül a víz Na^+ és K^+ ion koncentrációja

(ICP-AES), p- és m-lúgossága is jelentősen megnövekedett. A káliumion koncentrációja 2010. október 4-én Devecserben $179,7 \text{ mg L}^{-1}$ volt, de már október 6-án a kezdeti magas koncentrációnak a tízedét mértük. Hasonló tendencia mutatkozott a nátriumion koncentrációjában, október 4-én Devecsernél 3130 mg L^{-1} mért értékről október 6-ára már 238 mg L^{-1} -re, míg október 20-ára 110 mg L^{-1} -re csökkent a koncentrációja. Kamondon 2010. október 5-én $87,9 \text{ mg L}^{-1}$ káliumion és 1560 mg L^{-1} nátriumion koncentrációt mértünk, melyek október 20-ára lecsökkentek $9,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ K}^+$ és $56,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ Na}^+$ koncentrációra.

A normál esetben a Torna-patak és a Marcalnak sincs p-lúgossága. A referencia helyeken ez nem is változott, azonban a katasztrófa által érintett szakaszokon kezdetben a p-lúgosság értéke is megnövekedett. Devecsernél október 4-én $112,8 \text{ mg ee L}^{-1}$ értéket mértünk, mely október 9-re visszaállt az eredeti 0 értékre, és azóta sincs a Torna-patak p-lúgossága. Kamondon 2010. október 5-én a p-lúgosság $57,2 \text{ mg ee L}^{-1}$ volt, mely 2010. október 8-ra visszaállt az eredeti értékre. Az m-lúgosság Devecserben október 4-én $169,6 \text{ mg ee L}^{-1}$, Kamondon október 5-én $91,6 \text{ mg ee L}^{-1}$ volt, mindkét helyen október 8-ra a referencia helyeken mért értékekhez hasonlóra csökkent az m-lúgosság értéke.

Szintén a vörösiszap miatt a víz lebegőanyag tartalma is megnövekedett. A pH növekedése mellett az élővilág a megnövekedett lebegőanyag tartalom is káros hatással volt, hiszen a

sűrű, folyékony massa ledörzsölte a bevonatot, a felületekről. Devecserben az október 4-i

5/1. táblázat. A Torna-patak Ajka-Tósköberénden kijelölt (referencia) és devecseri (érintett), a Marcal nemeskeresztúri (referencia) és kamondi (érintett) mintavételi helyeken vett vízminták átlagos pH, vezetőképesség, p- és m-lúgosság értékei 2010. november 3.-2011. július 7. között

	pH	VEZETŐKÉPESÉG $\mu\text{S cm}^{-1}$	P-LÚGOSSÁG mg ee L^{-1}	M-LÚGOSSÁG mg ee L^{-1}
TORNA, AJKA-TÓSKÖBERÉND	8,00	930	0,0	6,5
TORNA, DEVECSE	7,99	1113	0,0	6,0
MARCAL, NEMESKERESZTÚR	7,95	853	0,0	7,7
MARCAL, KAMOND	7,85	927	0,0	6,7

minta lebegőanyag tartalma 14 721 mg L^{-1} volt, ez igen magas érték, tekintve, hogy a Torna-patak referencia helyén mért lebegőanyag tartalom átlagosan 70 mg L^{-1} körül mozog. A lebegőanyag mennyisége lassabb ütemben csökkent a

korábban bemutatott paramétereknél, hiszen a

gipszes és a parton folyó munkálatok következtében folyamatosan szuszpendált részecskék kerültek a patakba. A legutóbbi mintavételünk során (2011. július 7.) is a lebegőanyag mennyiségének növekedését tapasztaltuk, ezt a víz zavarosságának növekedése jelezte. E cikk leadásának idején a Torna-patak partján folyó mentesítési munkálatok okozták a zavarosság növekedését. Kamondon 2010. október 5-én

5/2. táblázat. 2010. október 4-7. között gyűjtött vízminták IC50 értékei

(az eredeti minta %-os töménységében megadva). ntm=nem történt mérés. *:

a tömény minta gátlása az 50%-ot nem haladta meg, IC50 érték nem volt számítható

	OKT. 4. IC ₅₀ (%) (pH SEM- LEGES)	OKT. 5. IC ₅₀ (%) (pH SEM- LEGES)	OKT. 6. IC ₅₀ (%) (pH SEM- LEGES)	OKT. 7. IC ₅₀ (%) (pH SEM- LEGES)
TORNA, AJKA-TÓSKÖBERÉND	*	*	*	*
TORNA, KOLONTÁR HATÁRA, VASÚTI ÁTKELŐ	*	*	*	*
TORNA, SZENTKÚT			32,371	59,935
TORNA, DEVECSE	4,643	13,446	37,888	60,967
TORNA, KISBERZSENY		13,393	13,408	*
MARCAL, KARAKÓ		93,118	*	*
MARCAL, KAMOND		38,801	43,28	NTM
MARCAL, NEMESKERESZTÚR				*



5/3. táblázat. 2010. október 8-11. között gyűjtött minták toxicitása
(a tömény minta által okozott gátlás %-ban megadva). nvm= nem volt mintavétel

	OKT. 8.	OKT. 9.	OKT. 10.	OKT. 11.
TORNA, AJKA-TÖSKBERÉND	25,75	37,55	29,3	33,425
TORNA, KOLONTÁR HATÁRA, VAS-ÚTI ÁTKELŐ	41,25	NVM	NVM	NVM
TORNA, SZENTKÚT	33,5	NVM	NVM	NVM
TORNA, DEVECSER	35,45	31,65	37,4	35,15
TORNA, KISBERZSENY	26,8	24,85	31,3	34,4
MARCAL, KARAKÓ	35	45,75	42	46,5
MARCAL, KAMOND	28,45	40,2	34,85	42,5
MARCAL, NEMESKERESZTÚR	20	31,35	37,35	35,25

A toxicitásban egyértelmű tendencia a Torna-patak esetében volt megfigyelhető. A devescseri mintavételi helyen 2010. október 4-én vett minta IC50 értéke 4,63%, az október 5-i mintáé 13,47% (mindkettő a nagyon toxikus kategóriába sorolható), az október 6-i minta IC50 értéke 37,89% (közelebb van a közepesen toxikus tartományhoz), míg végül az október 7-i minta IC50 értéke már csak 60,97% volt. Az október 8-án vett minta gátlás nélkül is már csak 33,5% biolumineszcencia gátlást okozott, az ezt követő napokon mért értékek is ebben a tartományban mozogtak (tapasztalataink alapján elmondható, hogy egy direkt antropogén behatásoktól mentes élővíznek is lehet ilyen mértékű a tesztbaktériumokra gyakorolt toxicitása). A Kisberzseny határában vett Torna minták esetében az október 5-i és 6-i eredmények magas toxicitást mutattak (13,39 ill. 13,4% IC50 értékkel), ezt követően azonban a toxicitás rohamosan csökkent, október 8-án a tömény minta által kiváltott gátlás mértéke már csak 26,8% volt. Hasonló tendencia mutatkozott a szentkúti minták esetében: az október 6-án vett minta IC50 értéke 37,37%, a rákövetkező napon 59,94%, végül az október 8-án vett tömény minta által kiváltott gátlás mértéke már csak 33,5% volt, azaz a toxicitással itt is csökkent.

A Marcal esetében a Torna-torkolat alatt mért IC50 értékek közepes toxikusságot jeleztek a 2010. október 5-i és október 6-i minták esetében (IC50 = 38,8 ill. 42,3%). Ezután a minták által okozott gátlás mértéke 50% alatt maradt, a tömény minták toxicitása időben némiképpen ingadozott (pl. az október 8-án vett mintában 28,45%, míg az október 11-én vett mintában 42,5%). Tapasztalatunk szerint élővizekben a 40%-ot meghaladó toxicitás semmiképpen nem vezethető vissza természetes folyamatokra.

A 2011. október 4-én bekövetkezett katasztrófa során kiömlő lúgos vörösiszap szuszpenzió irreverzibilis károkat okozott a Torna-patak és a Marcal folyó élővilágában. A Torna-patak érintett szakaszain az élővilág teljes pusztulását okozta. A Marcal esetében 2010. október 7-én halpusztulást tapasztaltak, melyet a mintavételek során mi is dokumentáltunk. Az elhullott egyedek között teljes bizonyossággal a következő fajokat tudtuk meghatározni: bodorka (*Rutilus rutilus*), csuka (*Esox lucius*), domolykó (*Squalius cephalus*), vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmicus*). Az október 12-i makrogerinctelen felmérés alapján elmondható, hogy az iszapár okozta kár hatalmas a vízi élővilág szempontjából. Egyrészt hatalmas mennyiségű makrogerinctelen szervezet pusztult el, másrészt élőhelyeik is megsemmisültek.

A vörösiszap szuszpenzió elsodorta a kialakult, változatos kisebb-nagyobb mikrohabitat foltokat, ami a különböző táplálkozási stratégiájú állatoknak (algalevél, ragadozó, törmelékevő, gyűjtőgető, szűrőgető) nyújtott búvóhelyet és táplálkozási helyeket. Ezek az élőhelyek az ártatására jelentősen homogenizálódtak, elsódórtak a felhalmozódott táplálékformák (pl. a törmelék-felhalmozódások, algabevonatok kialakulására alkalmas felületek). Így, a nagyon kevés életben maradt szervezet táplálék hiján éhenvesztett. Az élőhelyek és az élőlények eltűnésével a biodiverzitás is csökkent.

Az élő szervezetek elpusztulásán túl az élőhely pusztítással hatalmas romboló munkát végzett az iszapár. A Tornán még a mindent elsöprő erejével, a Marcal alsóbb szakaszán – ahol már kisebb a sodrás – a hordalékának lerakásával, mivel az vastagon betérítette a meder alját. A makrogerinctelen szervezetek pusztulása a Torna-patakban 100 %-os volt. Mind a biomassza mennyiségét tekintve, mind a diverzitásra nézve a pusztulás mértéke a Marcalon a Torna torkolatától a Rábáig a Torna torkolatához képest magasabb, míg a Rábába folyáshoz közel alacsonyabb volt, a pusztulás nagyjából 90 %-osra becsülhető.

6. A TORNA-PATAK ÉLŐVILÁG REGENERÁCIÓJÁNAK ELSŐ JELEI

6.1 Vízi makrogerinctelenek

A Torna-patakon négy mintavételi helyet jelöltünk ki, melyek három különböző tipológiai típusba tartoznak (A Víz KERETIRÁNYELV, 2010).

Ajka-Töskberénd (1. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): A 2010. októberi mintában a *Gammarus roeselii* (243 egyed) dominált, mely tipikus lakója a Torna-patakhoz hasonló víztesteknek, hazánk területén széles körben elterjedt faj. Emellett érdemelnek még az Ephemeroptera és a Trichoptera rend képviselői, melyek egyedeit szintén megtaláltuk a mintákban. A tavasz

beköszöntével a *Baetidae* lárvák tömegessége volt a jellemző. A fauna összetétele nem nevezhető változatossá, ez betudható a mintavételi szakasz módosított jellegének (a meder ezen a szakaszon nagyon homogén), tehát nincsenek eltérő áramlási helyek. Ez a körülmény megakadályozhatja azt, hogy a különböző fajok megtalálják a számukra megfelelő életfeltételeket, akkor is, ha a vízkémiai paraméterek megfelelőek lennének. A körülmények tükrében azonban ezek az eredmények megfelelőek, hiszen tág tűréssű, a vízterre jellemző fajok voltak jelen. A vizsgált szakasz a 4. tipológiai típusba sorolandó, azaz dombvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, kicsi vizgyűjtőjű patak (A Víz KERETIRÁNYELV, 2010). 2011. januárban bukkantunk az első karakterfajokra (*Gammarus fossarum*, *Halesus digitatus*, *Rhyacophila laevis*), melyek az EQR alapú ökológiai állapotminősítési index (QBP) (SZILÁGYI és mtsi, 2008) számolásához szükségesek, és jól jellemzik az adott víztest típusát. A karakterfajok jelenléte januártól állandósult a szakaszon, sőt később újból (*Rhyacophila fuscata*, *Platambus maculatus*, *Baetis rhodani*, *Potamophylax rotundipennis*) is megjelentek. Az állapotminősítési index számítását is tervezzük, viszont ajánlatos megvárni a második javasolt mintavételi időszakot (augusztus-szeptember), hogy az eredményeink a valóságot tükrözzék. Az előkerült fajokat táplálkozásuk alapján funkcionális táplálkozási csoportokba soroltuk, a csoportok eloszlása a mintavételeink során állandó volt, többségben voltak az aprító, a gyűjtőgető és a legelő szervezetek a ragadozókkal szemben.

Devecser (4. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): Az vörösiszap ár az addigi évek folyamán lerakott javarészt mikrolítál (Ø: 2-6 cm durva sóder) és akár (Ø: 2mm-2cm) mederanyagot elmosta, így a mintavétel kezdetekor az aljzatot csak a csupasz betonlapok voltak megtekinthetők. Makrogerinctelen szervezeteket



először a 2011. áprilisi mintavételünk sikere miatt találni, ez összefüggésbe hozható azzal, hogy a mesterséges kialakítású mederben ismét kezd lerakódni némi mederanyag. Az eddig megfigyelt makroinvertebráták a Chironomidae és Simuliidae (lárva) és Ephemeroptera (Baetidae és Ephemerellidae lárva) rendek képviselői közül kerültek ki. A fajszám 2011. áprilisban magasabb volt, májusban csökkent, ezt okozhatják az időszakos tisztítási munkálatok, melyek során növekszik a lebegőanyag tartalom és a sodrás erőssége. A patak ezen szakaszát a hatóságok a 2. tipológiai típusba sorolják, sajnos karakterfajra ez idáig még nem bukkantunk. A funkcionális csoportok eloszlása igen egyöntetű, mivel a gyűjtőgető szervezetek voltak túlsúlyban, a többi csoport igen kis számmal képviseltette magát.

A következő mintavételi hely Kisberzseny határában helyezkedik el (5. mintavételi hely, 2.1/2. ábra), ahol az ár miatt jelentős alámosódás tapasztalható, a vörösszappan patak parti rétegeiben lerakódott, aminek napjainkra már csak csekély nyoma maradt. A makroinvertebráták szervezetek felbukkanása igen rendszertelen volt a mintavételeink során. 2010. decemberben sikerült először kimutatnunk 2 élő példányt (*Gammarus roeselii*, *Philopotamus montanus*), majd 2011. áprilisig ismét eltűntek a makroinvertebráták szervezetek, ennek oka valószínűleg a kedvezőtlen időjárás vagy az, hogy a decemberben megtalált állatok felsőbb szakszról sodródtak le. Újabb makrozoobentosz szervezeteket csak 2011. áprilisban találtunk, májusra viszont ugrásszerűen nőtt a faj- és egyedszám is, ezáltal a funkcionális táplálkozási csoportok kibővültek, minden kategória képviseltette magát, eloszlásuk nem tükröz semmiféle abnormalitást. Az első karakterfaj 2010. decemberben került elő (*Philopotamus montanus*), 2011. májusra azonban a második (*Halesus tessellatus*) már 4 példánnyal képviseltette magát.

Karakó (6. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): A makroinvertebráták szervezetek felbukkanása szintén egyenlőtlen volt. Először 2011. januárban mutattunk ki élő szervezetet 1 Chironomidae lárva formájában, majd ezt követően februárban és márciusban is mindössze 1-1 árvászúnyog lárva került elő. Áprilisban nem találtunk egyetlen példányt sem, 2011. májusban azonban 135 makroinvertebrátát szervezet (Crustacea, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera) bukkant elő, ezzel együtt igen magas fajszám is mutatkozott, a körülményekhez képest. Valószínűsíthető tehát, hogy a május előtti megtalált élőlények fentebb, a hatóságok sodródtak le. A vizsgált helyszínt a hatóságok ugyancsak a 3. tipológiai típusba sorolják, májusban találtunk 2 karakterfajt (*Gammarus fossarum*, *Halesus tessellatus*) is. A funkcionális táplálkozási csoportok eloszlása normalisnak tekinthető, de egyedszámuk jóval alulmúlja az ebben az aspektusban várható, többségben vannak a legelő és gyűjtőgető szervezetek a ragadozókkal szemben, ez a megoszlás azonban még kezdetleges, mivel a május volt az első hónap, hogy nagyobb mennyiségű makroinvertebrátát szervezetet mutattunk ki.

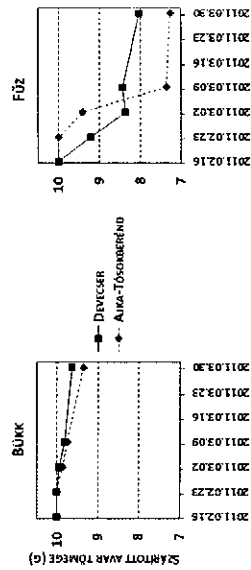
A Torna-patak regenerációja úgy tűnik folytatódhatatlannal beindult, mindezt igazolják a 2011. áprilisi és májusi adataink. Biztosan azonban csak éves periódus után mondhatunk, hiszen a nyári hónapokban remélhetünk még jelentős diverzitás- és egyedszám növekedést. A helyreállást nehezítette a tél beállta, mivel ilyenkor amúgy sem nyüzsgönek az élőlények a vízterekben. A nyári illetve az őszi aspektusok eredményeit mi is kíváncsian várjuk, feltett szándékunk megvárni a második javasolt mintavételi periódust, hogy a Q_{kap} -index segítségével értékelhessük a patak állapotát. A Torna-patak ökológiai állapota valószínűsíthetően soha nem lesz kiváló módosított jellegének köszönhetően, de visszatelépülhetnek az élőlények, és egy egészséges vízi ökoszisztéma épülhet fel.



6.2 Bevonatlatok kovaigák

2011. április 10-től 2011. május 1-ig vizsgáltuk a patak kovaigák flórájának újbóli megtelepedését 2011. április 6-án kihelyezett kovaigákra, háromnapos időszakra a kolonizáció első fázisa, mely idő alatt egy egészséges patakban fejtett élőbevonat tud kialakulni. A Torna-patak deveszteri szakaszán az első mintában 8 faj, míg az utolsó (7.) mintában már 23 kovaigák faj került elő, mely már megközelíti a patak átlagos fajszámát. Minden mintában a domináns fajok a *Navicula lanceolata* és a *Diatoma vulgare* fajok voltak. A *Navicula lanceolata* a korábbi években is jellemző domináns faj volt a patak ezen szakaszán, de a *Diatoma vulgare* nem. Ez a faj valószínűleg a felsőbb patak szakaszok jellemző faja és onnan települt be, mert az Ajka-Tósköberénden kijelölt referencia helyen szintén dominánsként jelent meg a mintákban. A *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* és a *Gomphonema olivaceum* is stabil tagjai a közösségnek, bár számuk jóval kisebb a két domináns fajénál. A *Surirella brevissonii* egyre növekvő számban jelenik meg a mintákban, mely a patak szakasz jellemző szubdomináns faja volt korábban. A patak szakasz diverzitása és egyenletessége messze elmarad az előző évek átlagos értékeitől, az első hónap átlagos diverzitása 2,01, egyenletessége 0,52 volt. A legmagasabb diverzitás 2,58 volt április 17-én. Ez jól mutatja, hogy a mintákat csak 1-2

6.3/1. ábra. Bük (bal) és fűz (jobb) avar fogyasztása a Torna-patakban 2011. február 16-2011. március 30. közötti időszakban



faj uralkodik, a többi faj csak igen kis számban jelenik meg. Az érettség tekinthető egy hónapos bevonatminta számolt IPS index értéke 13,3 volt, azaz a patak ezen szakasza már jó ökológiai állapotú, mely megfelel az előző év (2009-2010) átlagos ökológiai állapotának.

A helyszínen mért pH, vezetőképesség, oldott oxigén koncentráció, hőmérséklet, turbiditás értékek közt nem tapasztaltunk jelentős eltérést a referenciapont és a deveszteri mintavételi hely között, így ezek a paraméterek nem okozhattak a különbséget a lebonlás sebességében.



A lebmolást nagymértékben befolyásolja az aprító makrogerinctelen szervezetek mennyisége. A referencia ponton a kihelyezést követően 24 óra múlva találtunk az avarszákokban *Hydropsyche angustipennis*, *Gammarus roeselii*, *Asellus aquaticus*, *Cloeon dipterum*, *Chironomidae*, *Gammarus fossarum*, *Rhyacophila laevis* fajokat. Devecserben ezzel szemben 2011. március 30-án találtunk először makrogerinctelen szervezetet az avarszákokban, jelenlétük azóta folyamatosan megfigyelhető.

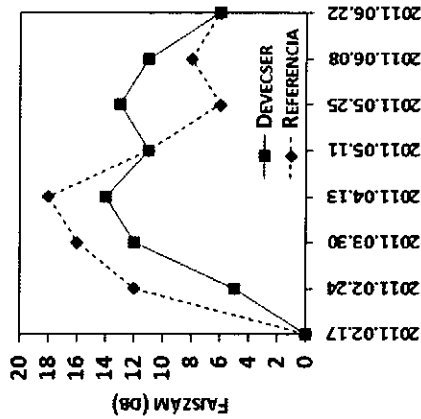
6.4 Víz lebontó mikrogombák

Az avarszákok kihelyezése után egy héttel már sporuláló gombák (vízi Hyphomycetes) jelentek meg az avarszákokban mind Devecserben, mind Ajka-Tóskörberénden (2.1/2. ábra). A mérsékelt övi patakokban megtalálható átlagos fajszámuk megfelelő fajszámot tapasztaltunk a mintákban, azonban a devecseri szakasz össz fajszáma hosszú ideig alacsonyabb volt, mint a referencia szakasz fajszáma (6.4/1. ábra). Szukcessziójukat és biomasszájukat tekintve szintén eltérések adódtak a referencia szakaszhoz viszonyítva.

A 6.4/2. ábrán a Torna-patak devecseri szakaszára a vörösiszap katasztrófa után kihelyezett fűzavaron mért ergoszterol koncentrációk láthatók. A fűzavaron 2009-ben már 1 hónap után nagy mennyiségben megtelepedtek a gombák, hiszen az ergoszterol görbe ekkor mutatott maximumot ($180 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar). A vörösiszap katasztrófa után kihelyezett szákokban feleakkora értékeket mértünk (maximum $90 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), és a csúcis sokkal később jelentkezett, és jobban elhúzódott. Ez az anomália lesz látható egy későbbi ábrán (6.4/3. ábra) is, ahol a fajszám adatok mutattak hasonló lefutású görbéket.

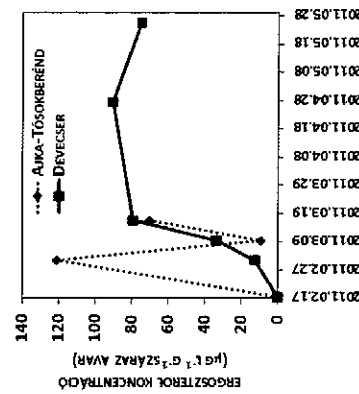
A gombák biomasszájának exponenciális növekedése természetes körülmények között az avar kihelyezése után kb. 10 nappal következ-

6.4/1. ábra. A Torna-patak devecseri (érintett) és Ajka-Tóskörberénden kijelölt (referencia) szakaszára kihelyezett avaron megtelepedő gombák összes fajszámának alakulása 2011. február 17.-2011. június 22. között



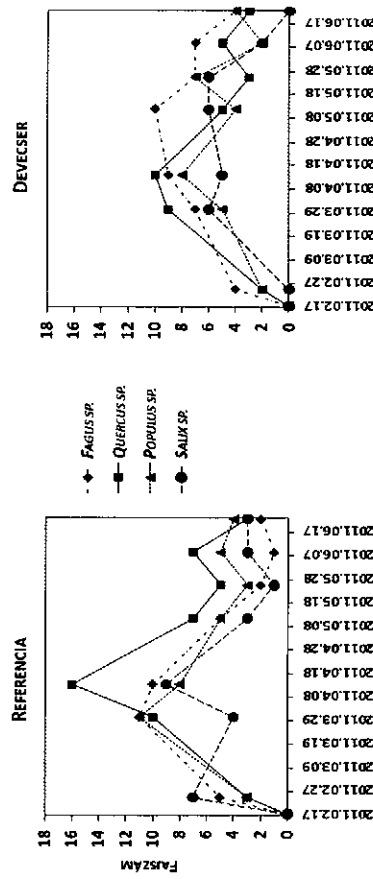
zik be (WEBSTER és DESCALS, 1981). A 2009-es és a 2011-es referencia hely mintáinál kapott eredmények is ezt támasztják alá. Az érintett szakaszon azonban a szakirodalomra támaszkodni nem tudunk. A gombák lassabb ütem-

6.4/2. ábra. A Torna-patak Ajka-Tóskörberénden kijelölt referencia és devecseri szakaszára a vörösiszap katasztrófa után kihelyezett, fűz avaron mért ergoszterol koncentrációk 2011. február 17. és május 25. között



ben kolonizálják az elhalt növényi részeket, a biomassza-csúcs huzamosabb ideig fennáll, valamint kevesebb egyedszámbeli ingadozást figyelhetünk meg.

6.4/3. ábra. A Torna-patak devecseri (érintett) és Ajka-Tóskörberénden kijelölt (referencia) szakaszára kihelyezett avaron megtelepedő gombák fajszám-változásai az egyes levélfajokon 2011. február 17.-2011. június 22. között



A gipszel történi kármentesítés következtében a kihelyezett avarokon gipszréteg alakult ki, mely kisebb fajlagos felületet biztosított az avarból a szaprofita gombák számára. Ez az idő előrehaladtával csökkent, nőtt a kolonizálható avarfelület. A referenciaszakaszon ilyen akadály nem gátolta a gombák gyors megtelepedését, elszaporodását, így ott gyorsan megnőtt a gomba-biomassza, viszont a telítettségi maximumuk elhúzódását a makrogerinctelenek jelenléte, és ezáltal a gyorsabb lebomlás, valamint a nagymértékű táplálékforrás-csökkenés korlátozta. A devecseri szakaszon a taxonok közötti kompetíció-hiány miatt a vízi Hyphomyceták voltak a lebontási folyamat meghatározó csoportja. Ezzel magyarázható a huzamosabb ideig eltartó, magas biomassza-értékek.

A vizsgálat során összesen 21 fajt és 5 ismeretlen fajt származó konidiumot találtunk. Kiseb-nagyobb eltérésekkel még az azonos

Tricladium angulatum) esetében a katasztrófa által érintett szakaszon lévő kevésbé kompetitív helyzet eredményezett nagyobb arányú előfordulást, valamint a konidiumok nagysága is relatíve nőtt. Összességében a *Tricladium* fajok nagyobb számban voltak jelen a devecseri szakaszon, illetve a kezdeti nagy kolonista domináns faj: *Tetraccladium marchalianum* két avar (fűz, nyár) esetében is nagyobb relatív abundanciát mutatott, mint a referenciaszakaszon lévő. De akadt olyan faj (*Retiarius bovicornutus*) is, mely az érintett szakaszon nem volt életképes.

Eredményeink, és más, vörösiszappal befedett épületeken végzett kutatás (MAGYAR DONÁT szóbeli közlés) is alátámasztja, hogy a gomba - mint biológiai csoport - nagymértékű rezisztenciát mutat a környezetben oly nagymértékű pusztításokat okozó eseményekkel szemben, mint például a lúgos vörösiszap ár.

7. A MARCAL ÉLŐVILÁGA REGENERÁCIÓJÁNAK ELSŐ JELEI

7.1 Vízi makrogerinctelen szervezetek

A katasztrófát követően a Marcalon nyolc mintavételi helyet jelöltünk ki, melyek közül kettőt nem ért közvetlenül a vörösiszap ár, az egyik Nemeskeresztúrnál található, ez lett a referenciapontunk, a másik Karakó mellett helyezkedik el, ezt a szakaszt közvetetten érte az ár, mivel a Torna-patak eddig duzzasztott vissza.

A referencia hely Nemeskeresztúr közelében található (7. mintavételi hely, 2.1/2. ábra), a felmért terület kellően messze helyezkedik el a Torna-patak torkolatától, így vörösiszap hatása nem érte. 2010. év őszi hónapjaiban magas egyedszámokat tapasztaltunk, a *Gammarus roeselii* illetve az *Asellus aquaticus* voltak a domináns fajok, a fajszám 8 és 9 közt változott, ezek mindegyike jellemző a sikvidéki jellegű vízfolyásokra. 2010. télén az egyed- illetve a fajszám is jelentősen csökkent, melynek oka pusztán az általános téli denzitáscsökkenés volt. A téli hónapokban a mintázást a magas belvíz és a jég akadályozta. 2011-ben a tavasz beálltával ismét magas számban voltak jelen a makrogerinctelen szervezetek a vizsgált szakaszon. A legmagasabb faj- és egyedszámot egyaránt májusban tapasztaltuk. Az eddigi mintavételek során a *Gammarus roeselii* dominanciája volt megfigyelhető. A hatóságok ezt a rész 8. tipológiai típusba sorolják, mely dombvidéki, meszes hidrogokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgűrűjű csermely, amely itt még igaz a Marcalra. A karakterfajok közül sokat sikerült begyűjtenünk, ilyenek voltak a domináns fajaink is, melyeken kívül még megtaláltuk a *Hydropsyche angustipennis*-t, az *Erpobdella octaculata*-t és *vilnensis*-t, a *Gammarus fossarum*-ot, a *Limnephilus rhombicus*-t valamint a *Chaetopteryx fusca*-t. A funkcionális táplálkozási csoportok eloszlása

megfelelt a várakozásnak: jelentős többségben voltak az aprító szervezetek, mivel a domináns fajok is ide tartoztak.

Karakó (8. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): Annak ellenére, hogy a helyszínt a vörösiszap áradat nem érintette közvetlenül, a visszaduzzasztó hatása érezhető volt: a mintavételeink első hónapjaiban igen kis egyedszámot tapasztaltunk a referencia helyhez képest, a fajszám viszont a referencia hely fajszámához közelített. Az első mennyiségi és minőségi mintavételi alkalommal, 2011. október 12-én nagyjából felefele arányban találtunk élő és bomlásnak indult példányokat, ami egyrészt a lúgos ár visszaduzzadásának, másrészt az ezen a szakaszon is folyó gipszvezetésnek volt köszönhető. A mederbe szórt gipsz vastagon fedte az aljzatot, beleve ezzel az élőhelyeket és így pl. a legelők számára a táplálkozási a felületeket is. A tél beálltával a makrogerinctelen szervezetek mennyisége nem csökkent (hiszen az egyedszámok már októberben is hozzávetőleg a téli egyedszám viszonyokat tükrözték), 2011. januárban és februárban is magasabb volt a más szakaszokon kapott eredményeinkhez képest. Mindez azzal magyarázható, hogy a mintavételt itt nem akadályozta az áradás, mivel a Marcal itt még igen keskeny, a bevágódási mélység nagy, így nem tudott a víz szétterjedni, így nem volt akadályozott a sodronnal közelébe való bejutás. A tavasz beköszöntével mind a fajszám, mind az egyedszám nőtt, több fajt találtunk, mint a referenciahelyünkön. Ezen a szakaszon csak a *Gammarus roeselii* dominanciája volt megfigyelhető. A mintavételi hely szintén a 8. tipológia típusba sorolható, a fentebb említett karakterfajokon kívül megtaláltuk a *Baetis pentaplebeoides* kérsz- és a *Platambus maculatus* bogárfajokat is. A táplálkozási csoportok között általában az aprító szervezetek dominálnak, a *Gammarus roeselii* nagyszámú jelenléte miatt, amely várható volt, mivel ezen a ponton is rengeteg a növényi törmelék.



Kamond (9. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): A faj- és az egyedszám is jóval kisebb volt ezen a helyen, mint a fentebb említett két mintavételi helyen. 2010. október folyamán nem sikerült kimutatnunk egy makrogerinctelen szervezetet sem, novemberben is mindössze 4-et, decemberben pedig az áradás akadályozta a mintavételt. Jelentős mennyiségű egyedet csak a 2011. áprilisi mintázás során sikerült begyűjtenünk, az azt megelőző hónapok kis egyedszámú mintái a hideg idő mellett azzal is magyarázhatók, hogy a mintavételt az áradások és az alacsony hőmérsékletű víz, a jegesedés és a magas vízállás miatt nem tudtuk maradéktalanul elvégezni. Elképzelhető az is, hogy az igen kis egyedszámú hónapokban (2010. október, november, december, 2011. január) előkerült fajok felsőbb szakaszokról sodródtak ide, mivel voltak olyanok, melyek képviselőivel később már nem találkoztunk. Ilyen faj volt a *Notonecta glauca* poszka és a *Platynemis pennipes* szitakötő lárvá, viszont e ragadozók mellett csak nagyon kis egyedszámban találtunk prédaállatot. Valószínűsíthető, hogy a ragadozó egyedek a prédaállatok kis egyedszáma miatt éhenhaltak. A Marcal ettől a ponttól már a 9. tipológiai típusba sorolandó, azaz már közepes vízgűrűjű kis folyó, ez a besorolás csak Mórvidéktől vált kategóriát. Ezen a ponton már kevesebb karakterfaj sikerült azonosítanunk (a tipológiai típus különbözőségének ellenére a karakterfaj csoportok megegyeznek), mint az előző kettőn. A táplálkozási csoportok eloszlása az elmúlt hónapok során folyamatosan változott, a változatos faj- és egyedszámnak köszönhetően.

A következő mintavételi hely Mersevát mellett található (11. mintavételi hely, 2.1/2. ábra), a vízmélység már a nádas és a parti régióban is nagy, ez jelentősen megnehezítette a mintavételt a 2010. decemberi áradás és a belvíz mellett. A faj- és egyedszámok a mintavételeink során alacsonyok voltak, ez magyarázható az előbb említett okokkal is, illetve a hideg idő

beálltával. A faj- és egyedszámok arányaiban az előzőleg bemutatott mintavételi helyekhez nagyon hasonlóságot mutattak. Lehetséges, hogy a katasztrófát követően megváltoztak egyes egyedek a felsőbb szakaszokról sodródtak le, nem a vízgált szakasz volt az állandó élőhelyük. 2011. áprilistól emelkedett a megtalált fajok száma, az egyedszámról ugyanezen azonban állapítható meg: egy faj sem dominált szignifikánsan a mintázási periódusban. A karakterfajok közül a *Gammarus roeselii*-t sikerült kimutatnunk. A funkcionális táplálkozási csoportok eloszlása is hónapról-hónapra változik, ezidáig még nem tapasztaltunk egyértelmű tendenciát.

Békas (12. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): A kezdeti hónapokban a mintavétel során nem mutattunk ki makro-méretű élőlényt, 2010. decemberben a szakasz az áradás miatt megközelíthetetlené vált, melynek elvonulása sem hozott sikert, mivel az első makrogerinctelen szervezeteket csak 2011. márciusban mutattuk ki. Az egyedszám 2011. áprilisban volt a legmagasabb, a fajszám azóta állandósult. Domináns faj nem sikerült elkülöníteni, mivel egyik faj mennyisége sem volt kiemelkedően magas a többihez képest. Mersevához képest több karakterfaj került elő, melyeket a Marcal felsőbb szakaszain nem találtunk meg, ezek az *Unio tumidus* és a *Sphaerium cornutum* voltak. A táplálkozási csoportok eloszlása az adathiányos hónapok ellenére is állandóságot mutat, az aprító, a legelő és a gyűjtőgető fajok száma közel azonos, ezek voltak többségben a ragadozókkal szemben. Ezen a mintavételi helyen egy feltorlódtól úszó törmelék sarkantyúban (faágakból és PET-palackból álló szigetekre) sok (~50 héj), nem elerodálódott héjú *Viviparus acerosus* és *V. contextus* csigahéjat találtunk, melyeknek sok esetben még a héjfedője is megvolt, mögötte a félig elbomlott állattal. Mindebből arra következtethetünk, hogy jelentős *Viviparidae* populáció pusztult el, vagy közvetlenül a lúgtól, vagy a későbbi táplálékhiánytól mely a gipszle-



rákódás miatt alakulhatott ki. Ez idáig az általunk mintázott Marcal pontokon élő Viviparidae család képviselőit nem találtunk.

Marcaltó (13. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): 2010. októberben mindössze egy ragadozó faj (*Platycnemis pennipes*) sikerült kimutatnunk, mely legutóbbi mintavételünkig (2011. május 23.) sem került elő újból. Ennek oka lehet a korábban említett éhenhalási jelenség. 2010. októbert követő hónapokban az évszakoknak megfelelően alakult a megtalált fajok mennyisége, kivételt képez a 2010. decemberi hónap, amikor az áradás miatt ezt a helyszínt sem sikerült megközelíteni. A faji- és az egyedszám is 2011. áprilisban volt a legmagasabb, melynek oka a Chironomidae lárvák nagy mennyisége, melyek már a tavasi első petezés után fejlődtek ki. A makrogerinctelen szervezetek mennyisége 2011. májusban visszaesett, de hasonló számú fajjal képviseltették magukat, mint az azt megelőző hónapban. Újabb karakterfajokat sikerült kimutatnunk a többi mellett, ezek a *Hydropsyche saxonica*, az *Ephemera danica*, a *Calopteryx virgo* és a *Baetis vernalis* voltak. A mintákban általában a Chironomidae lárvák domináltak. A táplálkozási csoportok eloszlása a faji- és egyedszám változása ellenére is állandó volt a mintavételi periódusunk során, a gyűjtőgető szervezetek domináltak.

Mórichida (14. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): A 2010. őszi mintavételek során ismét felmerült a probléma, hogy talán a megtalált makrogerinctelenek lesodródtak vagy ragadozó mi voltuk miatt éhen-haltak préda hiányában, mivel később nem találtuk meg képviselőiket. Decemberben ezen a szakaszon is áradt a folyó, lehetetlenné téve a mintázást. 2011. februártól egy növekvő tendenciát figyeltünk meg mind a fajszerkezet, mind az egyedszám tekintetében, ugyanakkor ettől a hónaptól tűnik ki a *Gammarus roeselii* dominanciája, mely 2011. májusig állandósult. A makrogerinctelen szervezetek mennyisége 2011. áprilisban volt

a legnagyobb, májusra csökkent, ez azzal magyarázható, hogy a lárvákból kifejlődtek az imágók (például egyes kérészfajok imágói már kirepültek). Fajszerkezet tekintetében az április hasonlóan alakult a májushoz. A Marcal itt már átlép a 19. tipológiai típusba, azaz sikvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, nagy vízgyűjtőjű közepes folyó. Ismét sikerült karakterfajokra bukkannunk, mint a *Calopteryx splendens*, az *Anodonta anatina* (invazív faj), az *Unio tumidus*, a *Hydropsyche contubernalis*, a *Neureclipsis bimaculata* és a *Sphaerium corneum*. A funkcionális táplálkozási csoportok közül eleinte a ragadozók csoportja volt túlsúlyban, de az egyedszám növekedésével a „normális” eloszlás helyreállni látszik, vagyis többsége kerülnek az aprító és gyűjtőgető szervezetek.

Koronc (15. mintavételi hely, 2.1/2. ábra): A hidegebb időszakban a faji- és az egyedszám a többi mintavételi helyhez hasonlóan alacsony volt, 2011. márciustól kezdődően tapasztalható növekedés mindkét esetben. A makrogerinctelen szervezetek mennyisége itt is áprilisban volt a legnagyobb, májusra csökkent, valószínűleg az imágók kirepülésének köszönhetően, a fajszerkezet azonban hasonlóan alakult mindkét hónapban. A változatos faji- és egyedszámok miatt nem lehet domináns fajt megnevezni, melynek mennyisége szignifikánsan kiemelkedne. Az előző mintavételi helyhez képest újabb karakterfajok kerültek elő: *Platycnemis pennipes*, *Ephemera danica*, *Litoglyphus naticoides*, *Hydropsyche saxonica*, *Unio crassus*, *Baetis rhodani*, *Pisidium amnicum*, *Calopteryx virgo*, *Halesus digitatus*. A táplálkozási csoportok eloszlása is változatosan alakult, összesen tízen még sok volt a ragadozó szervezet, számuk tavaszra csökkent, már több van az aprító és a gyűjtőgető szervezetek között.

A Marcal regenerációs folyamata biztató képet mutat a 2011. áprilisi és a májusi adatok alapján, reméljük ezt követően is biztatóak

lesznek az eredményeink. A Marcal esetében is szükség lenne megvárni a második javasolt mintavételi periódust, hogy a Q_{AP} -index segítségével biztosabban értékelhessük az ökológiai állapotot. Néhány részleges adattal rendelkezik (JUHÁSZ és mtsi., 2006a, 2006b, 2006c; KISS és mtsi., 2006; MÓRA és mtsi., 2006), az ezekben felsorolt fajok felét mi is megtaláltuk (*Bithynia tentaculata*, *Physa fontinalis*, *Unio tumidus*, *Erpobdella octaculata*, *Asellus aquaticus*, *Limnephilus flavicornis*, *Limnephilus lunatus*, *Limnephilus rhombicus*), ez az eredmény biztatónak mondható, remélhetőleg még ugyanennyi idő elteltével bővebb fajlistával szolgálhatunk, hiszen már megindult a repülő imágók átrepülése pl. a Rábáról, melyek a Marcalba is elhelyezhetik petéiket.

7.2 Gipszen fejlődött

algabevonat fotoszintetikus aktivitása

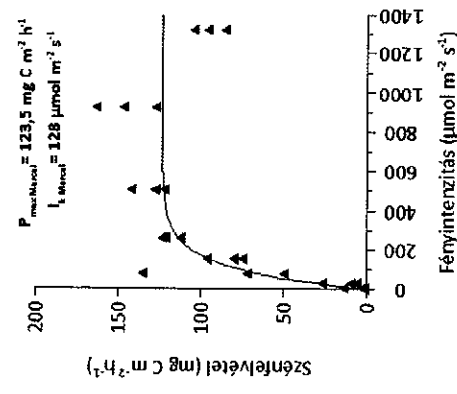
2010. november 17-én történt mintavétel a Marcal karakói mintavételi helyén (8. mintavételi hely, 2.1/2. ábra). A mintavételi helyig visszaduzzadt a vörösiszap ár, majd mentesítés céljából gipszet szórtak a folyóba. A november 17-i mintavétel alkalmával felfigyeltünk arra, hogy a leülepedett vörösiszap felületére kiülepedett gipszen sűrű zöld algabevonat képződött. A bevonat fotoszintetikus aktivitását laboratóriumban mértük. A mért adatokra P-I (fotoszintézis-fényintenzitás) görbét illesztettünk, mely alapján a fotoszintetikus paraméterek meghatározhatók váltak.

A maximális fotoszintézis mértéke (P_{max}) 123,5 mg beépített szén volt négyzetméterenként egy óra alatt. A közösség -össz lévén - a már csökkent fényintenzitás értékekhez adaptálódott, ezt támasztja alá a fényadaptációs paraméter (I_0) alacsony volta (7.2/1. ábra).

A Marcalban korábban nem végeztünk fotoszintézis méréseket, azonban eredményeinket a Torna-patakon korábban végzett novemberi mérésekkel összevetve megállapítható, hogy

a Marcalban a katasztrófát követően a gipszen kialakult bevonat fotoszintetikus aktivitása igen jelentős, majdnem tízszerese a 2008. novemberben, a Tornában a devcséri szakaszon mért aktivitásnak (ÜVEGES, 2010). A gipsz szemcsméret miatt kolonizálható felületet jelentett a mikroalgák számára (4.2/1. ábra), melyek 730 mg klorofil-a m^{-2} -es biomasszát értek el. A vörösiszap felületén sehol sem tapasztaltunk bevonatképződést, melynek oka lehet, hogy a vörösiszap szemcséi túl kis felületűek ahhoz (4.2/1. ábra), hogy a mikroalgák kolonizálni tudják, illetve könnyen mozognak, így nem nyújtanak stabil aljzatot.

7.2/1. ábra. A Marcal karakói mintavételi helyén a lerakódott gipszen képződött algabevonat fotoszintetikus aktivitását leíró P-I görbe (mintavétel: 2011. november 17.)



8. A REVITALIZÁCIÓ LEHETŐSÉGEI

A folyóvizekre általánosan jellemző a szennyeződések utáni gyors regeneráció, mely katasztrófa helyszíneket után is tapasztalható. A tisztítási-cianid-szennyezés önként adódó párhuzam, mely azonban biológiai szempontból lényegileg

különbözik a vörösiszap katasztrófától. A lúgos vörösiszap és a cianid egyaránt akut letális hatású. A cianid-szennyezés egészében oldott állapotban, a mederben vonult le, hosszabban tartó hatást a kísérő nehézfémek üledékekben történt adszorpciója képviselt. A vörösiszap lúgtartalmának levonulása ugyan hidrológiai szempontból hasonló volt, a kiömlött anyag szervesetlen szesztartalmát azonban a mederben, ill. a parti régiókban maradt vissza, jelentősen károsítva a vízi mikrohabitatokat. Mindezt a hatást a mederbe szórt gipsz, ill. a települési kármentesítés magnifikálta. Az ökoszisztémák regenerációját emiatt alapvetően az élőhelyek kialakulási lehetőségei határozzák meg. Annak ellenére, hogy migrációs barrier és gyakori diszturbancia akadályozta az érintett vizek ökológiai regenerációját, az minden mért változó alapián megindult, de különböző mértékben. Az érintett folyóvíz szakaszok feletti mederrészek, ill. a befolyókban jelen vannak azok a fajok, melyek benépesíthetik a sérült élőhelyeket, s a Marcal esetén a Rába közelsége is fontos inokulumforrásként jöhet számításba. A megtelepedés jól követhetően folyamatos. A Torna és a Marcal jövőbeni ökológiai állapotát nem az immigráció mértéke és időbelisége fogja meghatározni, hanem a mederrendezés mikéntje. Mint a 7.2 fejezetben leírt jelenség (a gipszen kifejlődött, a Marcalra egyébként nem jellemző fonalas algabevonatok képződése) mutatja, az élőhelymódosító hatások olyan változásokhoz vezetnek, melyek az ökoszisztéma funkciókat ellátják ugyan (primer produkció s a kapcsolt oxigénfejlődés), de amelyek alapján a normálistól eltérő heterotróf ráépülés progresszív. Emiatt alapvetően fontos, hogy az érintett patakmedrek „rendezése” olyan módon történjen, mely a lehető legjobban közelíti azok eredeti (tehát hidromorfológiai módosítás előtti, nem csupán a katasztrófa előtti) állapotának visszaállítását. Amennyiben e munkálatainak figyelemmel lesznek az EU Víz Keretirány-

elvben megfogalmazottakra, elérhető, hogy mind a Torna, mind a Marcal ökológiai állapota a katasztrófa előttinél akár jobb is legyen.

9. ÖSSZEFOGLALÁS

A Torna-patakon a vörösiszap katasztrófát megelőzően, valamint a Torna-patakon és a Marcalon a katasztrófát követő legfontosabb kutatási eredményeinket az alábbiakban foglaljuk össze:

A Torna-patak katasztrófa által érintett terület hidromorfológiai módosított (jelentős szakaszon betonlapokkal erősített trapézmeder, egyenes lefutás), mely számos ökoszisztéma funkcióban indikálja ezt az állapotot:

- a felületeken képződő algabevonatok mennyisége és elsődleges termelése nagyobb, mint a természetes szakaszokon mérhető;
- a makrogerinctelen szervezetek mennyisége lényegesen kisebb, ezek avarfogyasztási aktivitása azonban nagyobb, mint a természetes szakaszokon.

A fenti két folyamat jelzi, hogy ezen a területen az autotróf/heterotróf aktivitás aránya jelentősen eltolódott az autotrófítás irányába. A fenti eredmények egyértelműen cáfolják azt a sajtóban időnként fel-felbukkanó hírt, miszerint a Torna-patak már a katasztrófát megelőzően holtvíz lett volna. A vízkémiai paraméterek, valamint a diatómák ökológiai állapotindikációja egyaránt jó, időnként közepes állapotot mutatott, ami a hidromorfológiai módosítások miatt általánosságban jó ökológiai potenciált jelzett a Víz Keretirányelv terminológiája szerint.

A 2010. október 4-én bekövetkezett vörösiszap katasztrófa a Torna-patak élővilágát elpusztította. Az aznap este vett minta pH-ja 12,87 volt, vezetőképessége 18 860 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Ezek az értékek a patakban mintegy 10 nap alatt csökkentek a normális körül fluktuáló szintre. Ennek, valamint az utómunkálatok által reprezentált diszturbanciának, migrációs akadálynak, valamint teli időszaknak köszönhetően a regeneráció

ós folyamatok csak tavasszal indultak be. Az első makrogerinctelen szervezetet csak februárban sikerült a Torna-patakban megtalálni, s tömegesebb megjelenésük április-májusban volt tapasztalható. Az avarlebonálás mértéke az érintett területen lassabb volt, valamint a hidromorfológiai hasonlóság referenciaterületen. Utóbbin az avarszakokban már a kihelyezést követő heten megjelentek a makrogerinctelenek, míg az érintett területen lényegesen később. Az Ingold-féle gombák mindkét területen megjelentek már a kihelyezést követő első héten, de mind mennyiségük, mind aktivitásuk alacsonyabb volt az érintett területen. A diatóma fajok kolonizációs kísérleti azt mutatták, hogy 2011 tavaszán a megtelepedés üteme a korábbiakhoz hasonló volt, a fajösszetételben azonban mutatkoztak jelentős eltérések.

A lassabb folyású, természet közelebbi mederű Marcal élővilágát a lúgos vörösiszap átlagosan mintegy 90%-ban pusztította el. A makrogerinctelen szervezetek közül a ragadozók mutatták a legnagyobb túlélési arányt, melyek azonban a későbbiekben valószínűsíthetően táplálékhiány miatt pusztultak ki. A Marcalba szórt jelentős mennyiségű gipsz érdemi semlegesítő hatását laboratóriumi kísérletben nem tudtuk kimutatni. Ezzel szemben a nagy szemcseméretű, lassan mozgó gipsz ráakadt a mederben és a hullámtéren kiülepedett vörösiszra, felületén igen hamar jelentős algabevonatot fejlődött, mely a szerkezetet stabilizálta. Emiatt a Marcalnak nemcsak az élővi-

laga, de élőhelyei is jelentős károsodást szenvedtek, mely a későbbi regeneráció akadályozta. A makrogerinctelen szervezetek tömegesebb megjelenése csak április-májusban következett be, s a fajszám- illetve mennyiségi adatok azt mutatják, hogy néhány csoport (pl. Viviparidae) egyes területeken lényegesen kárt szenvedett.

Alapvetően fontos, hogy az érintett patakmedrek „rendezése” olyan módon történjen, mely a lehető legjobban közelíti azok eredeti (tehát hidromorfológiai módosítás előtti, nem csupán a katasztrófa előtti) állapotának visszaállítását. Amennyiben e munkálatok figyelemmel lesznek az EU Víz Keretirányelvben megfogalmazottakra, elérhető, hogy mind a Torna, mind a Marcal ökológiai állapota a katasztrófa előttinél akár jobb, természetközeli is legyen.

10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a mérésekben és mintavételekben közreműködő hallgatóknak, Horváth Renátának, Látos Sándornak, Németh Dávidnak, Tamás Viktorának, Tapolczai Kálmánnak, Tollág Ágnes Nikolettnek a segítséget. Köszönjük a munkában segítő családtagok, Doma Csaba, Hajdu Balázs, Hubai János, Hubai Bence, Üveges János, Dr. Zalkáné Szabó Katalin támogatását. A kutatásokat az OTKA (K 75552), az Oktatási Kutatáspályázat (NTP-OKA-XXII-055), a Limnológia Tehetségpályázat (NTP-OKA-XXII-055), és a Veszprémi Egyetem Alapítvány támogatta.

11. IRODALOMJEGYZÉK

- A VÍZ KERETIRÁNYELV HAZAI MEGVALÓSÍTÁSA (2010): Vízgyűjtő-Gazdálkodási Terv, 1-4. Marcal vízgyűjtő. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Észak-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, 2010. március.
- ABELHO M. (2001): From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World Journal* 1: 656-680.
- ÁCS É., KISS K. T. (2004): Algalölő praktikum. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1998): Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Edition. United Book Press, Inc., Baltimore, Maryland, USA.



- AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0.
- AXELSSON B. O., SARAF A., LARSSON L. (1993): Determination of ergosterol in organic dust by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography B* 666: 77-84.
- BALASSA M. (2010): A Torna-patak makroszkópikus vízi gerinctelen faunájának funkcionális táplálkozási csoportjai. Szakdolgozat, Pannon Egyetem, Mémóri Kar, Limnológia Intézeti Tanszék.
- BAUDY V., GESSNER M. O., CHAUVEY E. (1995): Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. *Oikos* 74: 93-102.
- BÄRLOCHER F. (2005): Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In: Graça M. A. S., Bärlocher F., Gessner M. O. (Eds.). *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Netherlands.
- BÄRLOCHER F., KENDRICK B. (1974): Dynamics of the fungal population on leaves in a stream. *The Journal of Ecology* 62: 761-789.
- BEINSTEAD J. P., MARCH J. G., PRINGLE C. M., EWEL K. C., SHORT J. W. (2009): Biodiversity and ecosystem function in species-poor communities: community structure and leaf litter breakdown in a Pacific island stream. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 454-465.
- BIRÓ P. (2007a): Az *Achnanthes minutissimum* (Kütz.) Czárnecki szezonális dinamikája és annak összefüggése a Torna-patak fizikai-kémiai paramétereivel. Pannon Egyetem, Mémóri Kar, Limnológia Intézeti Tanszék.
- BIRÓ P. (2007b): Kovaalga közösségek vizsgálata 3 különböző mérési módszer (a fajok relatív gyakorisága, teljes felszínhez, ill. biomasszához való hozzájárulása) alapján. XXVIII. OTDK, Biológia szekció, Debrecen.
- BIRÓ R. (2011): A Csígere-patak bevonatának kovaalga összetétele és vízfolyás ökológiai állapota. Szakdolgozat, Pannon Egyetem, Mémóri Kar, Limnológia Intézeti Tanszék.
- BIRÓ R., ÁCS É., LÉNGYEL E., STENGER-KOVÁCS Cs. (2011): A Csígere-patak kovaalga biotája. *Hidrologiai Közlemények* 134: 101-118.
- CEMAGREF (1982): Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon-A.F. Bassin Rhone-Méditerranée-Corse, Lyon, France.
- COLWELL R. K., CODDINGTON J. A. (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 345 (1311): 101-118.
- CORTI R., DATRY T., DRUMMOND L., LARNÉ S. T. (2010): Natural variation in immersion and emersion affects breakdown and invertebrate colonization of leaf litter in a temporary river. *Aquatic Sciences*. DOI: 10.1007/s00027-011-0216-5.
- CUMMINS K. W. (2002): Riparian- stream linkage paradigm. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 28: 49-58.
- DESCY J. P., MOUVET C. (1984): Impact of the Tihange nuclear power plant on the periphyton and the phytoplankton of the Meuse River (Belgium). *Hydrobiologia* 119: 119-128.
- DRÁVEČZ E., BALASSA M., SELMECZY G. B., KUCSERKA T., PADISÁK J., KOVÁCS K. (2011): Torna-patak állapota az iszapkatasztrófa előtt és után a mederjellemzők és a fauna szempontjából. VIII. Makroszkópikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2011. 04. 14-16, Jászvátó.
- EUROPEAN UNION (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy, PE-CONC 3639/1/00, REV 1, ENV 221, CODEC 513 pp. 152. Brussels.



- GELENCSE A., KOVÁCS N., TURÓCZI B., ROSTÁSI Á., HOFFER A., IMRE K., NYIRŐ-KÓSA I., CSÁKBERÉNYI-MALASICS D., TÓTH Á., CZITROVSKY A., NAGY A., NAGY Sz., ÁCS A., KOVÁCS A., FERINCZ Á., HARTVÁNYI Zs., PÓSFAL M. (2011): Ajka (Hungary): characterization and potential health effects of fugitive dust from red mud. Asia-Pacific Partnership Program – Bauxite Residue and High Silica Bauxite Workshop, 2011.03.23-24. Perth, Ausztrália.
- GESSNER M. O. (2001): Mass loss, fungal colonization and nutrient dynamics of *Phragmites australis* leaves during senescence and early aerial decay. *Aquatic Botany* 69: 325-339.
- GESSNER M. O. (2005): Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: Graça M. A. S., Bärlocher F., Gessner M. O. (eds.). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Berlin.
- GESSNER M. O., CHAUVEY E. (1994): Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75: 1807-1817.
- GESSNER M. O., CHAUVEY E. (1997): Growth and production of aquatic hyphomycetes in decomposing leaf litter. *Limnology and Oceanography* 42: 496-505.
- GOH T. K., HYDE K. D. (1996): Biodiversity of freshwater fungi. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 17: 328-345.
- GÖNCZÖL J., RÉVAY Á., CSÖNTÖS P. (1999): Studies on the aquatic Hyphomycetes of the Mogyó stream, Hungary. I. Longitudinal changes of species diversity and conidial concentration. *Archiv für Hydrobiologie* 144: 473-493.
- GRAÇA M. A. S., BÄRLOCHER F., GESSNER M. O. (2005): *Methods to Study Litter Decomposition. A Practical Guide*. Springer, The Netherlands.
- GRAÇA M. A. S., CANHOTO C. (2006): Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* 25: 1-10.
- HAUNAL É., TEKE G., STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J. (2010): Information in the biological datasets and the biodiversity estimation on the basis of the Peridat on-line database AIS 2010 International Symposium on Applied Informatics and Related Areas (ISBN 978-615-5018-07-7): 32-35.
- HEARTSILL-SCALLEY T., AIDE T. M. (2003): Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications* 13: 225-234.
- HIEBER M., GESSNER M. O. (2002): Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83: 1026-1038.
- HUBAI K. (2011): A Torna-patak és a Marcal folyó limnológiai paramétereinek vizsgálata az iszapár után. Pannon Tehetségnap, 2011.05.16. Pannon Egyetem, Veszprém.
- JUHÁSZ P., KOVÁCS K., TAMÁS Sz., CSIPKÉS R., KISS B., MÜLLER Z. (2006a): Faunistic results of the Malacostraca investigations carried out in the frames of the ecological survey of the surface waters of Hungary (ECOSURV) in 2005. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30: 319-323.
- JUHÁSZ P., KISS B., MÜLLER Z. (2006b): Faunistic results of the Hirudinea investigations carried out in the frames of the ecological survey of the surface waters of Hungary (ECOSURV) in 2005. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30: 315-318.
- JUHÁSZ P., VARGA A., KISS B., MÜLLER Z. (2006c): Faunistic results of the Mollusca investigations carried out in the frames of the ecological survey of the surface waters of Hungary (ECOSURV) in 2005. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30: 305-314.
- KACSALA I., SELMECZY G. B., KUCSERKA T., KOVÁCS K. (2011): Kiszivárlások avarbontó képessége vizsgálati módszereinek összehasonlítása. VIII. Makroszkópikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2011. 04. 14-16, Jászvátó.
- KÁLMÁN Cs. (2010): Általánosan elterjedt módszerek hibája és lehetséges megoldása érdes felületen növény algaevonatok klorofill-a mennyiségének becslésére. Diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Mémóri Kar, Limnológia Intézeti Tanszék.



- KELLY M. G., CASAUBON A., CORING E., DELL'UOMO A., ECTOR L., GOLDSMITH B., GUASCH H., HÜRLIMANN J., JARILMAN A., KAWECKA B., KWANDRAMS J., LAUGASTE R., LINDSTROM E., LEITAO M., MARVAN P., PADISÁK J., PIPP E., SABATER S., VAN DAM H., VIZINET J. (1998): Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215-224.
- KIRK J. T. O. (1994): *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. 2nd Edition, Cambridge University Press, Cambridge.
- KISS B., JUHÁSZ P., MÜLLER Z. (2006): Faunistic results of the Heteroptera investigations carried out in the frames of the ecological survey of the surface waters of Hungary (ECOSURV) in 2005. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30: 343-348.
- KOVÁCS K., SELMECZY G. B., DRÁVEZ E., KUCSERKA T., ÜVEGES V., PADISÁK J. (2011b): A Torna-patak és a Marcal makrogerinctelen faunája az iszapkatasztrófa után. Pannon Tehetségnap, 011. 05.16. Veszprém.
- KOVÁCS K. (2009): Avarlebontási kísérletek kisvízfolyásokban. VI. „MaVige” VI. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2009. április 16-18. Villány.
- KOVÁCS K., KUCSERKA T., SELMECZY G. B., ÜVEGES V., PADISÁK J. (2011a): Makroélet az iszapár után a Torna-patakban és a Marcal folyóban. 6. Téli Ásványtudományi Iskola, 2011. január 21-22., Balatonfüred.
- KOVÁCS K., SELMECZY G. B., KUCSERKA T., ABDEL-HAMEID N. A. H., PADISÁK J. (2011): The effect of stream bed morphology on shredders' abundance and leaf-litter decomposition in Hungarian midland streams. *Polish Journal of Environmental Studies*, in press.
- KOVÁCS K., SELMECZY G. B., KUCSERKA T., PADISÁK J. (2010): Természetes és módosított patakszakaszok avarbontási rátájának különbözősége. VII. „MaVige” VII. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2010. április 15-17. Sümeg.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H. (1991-2000): *Bacillariophyceae* 1-4. Teil: Naviculaceae. In: Pascher (ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Band 2/1-4. Gustav Fischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- KUCSERKA T., KOVÁCS K., VASS M., SELMECZY G. B., HUBAI K. E., ÜVEGES V., KACSALA I., TÖRŐ N., PADISÁK J. (2011): Leaf litter decomposition in Hungarian midland streams before and after the red sludge disaster. 6th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters, July 26-30, 2011, Cracow, Poland.
- LANGE-BERTALOT H. (1995-2005): *Iconographia Diatomologica*. Annotated Diatom Micrographs Vol. 1-15. Koeltz Scientific Books. Königstein, Germany.
- LANGE-BERTALOT H. (2000-2003): *Diatoms of Europe*. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 1-4. A. R. G. Gantner Verlag K. G. Ruggel.
- LANGE-BERTALOT H. (2007): *Iconographia Diatomologica*. Annotated Diatom Micrographs Vol. 18. Koeltz Scientific Books. Königstein, Germany.
- LANGHANS S. D., TIEGS S. D., GESSNER M. O., TOCKNER K. (2008): Leaf-decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. *Aquatic Sciences* 70: 337 - 346.
- LAPPALAINEN J., JUUVONEN R., NURMI J., KARP M. (2001): Automated color correction method for *Vibrio fischeri* toxicity test. Comparison of standard and kinetic assays. *Chemosphere* 45: 635-641.
- LAPPALAINEN J., JUUVONEN R., VAARJASARI K., KARP M. (1999): A new flash method for measuring the toxicity of solid and colored samples. *Chemosphere* 38: 1069-1083.
- LÁROS S. (2010): Különböző érdességi felületen növő algabevonat klórofill-a tartalmának és fajösszetételének vizsgálata. *Limnológia Tehetséggondozó Műhely Szakmai Fórum*, 2010. június 03., Veszprém.
- LENGVEL E. (2010): A köztes diszturbancia és az egyensúlyi állapot vizsgálata a Torna-patak kovaalga közösségeiben. *Diplomadolgozat*, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézet Tanszék.



- LENGVEL E., BALASSA M. (2010): Makrogerinctelen legelő szervezetek hatása a benthikus kovaalga közösség fajösszetételére és biomasszájára a Torna-patakban; OFKD Környezetbiológia III. szekció, 2010. április 6-7., Sopron, Különíró.
- LENGVEL E., STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J. (2010a): Köztes diszturbancia és az egyensúlyi állapot vizsgálata a Torna-patak kovaalga közösségeiben. *Hidrologiai Közöny* 90: 91-93.
- LENGVEL E., STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J. (2010b): The effects of intermediate disturbances and the development of equilibrium states on epilithic diatom communities in the Torna stream (Hungary). 4th Central European Diatom Meeting, 2010. március 12-14., Reichenau, Germany.
- LENGVEL E., ÜVEGES V., STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J. (2010c): Changes in the taxonomic composition, biomass and photosynthetic activity of epilithic communities in one year period in the Torna-stream (Hungary). 29th Conference of the Polish Phycological Society, 2010. május 19-23., Krakow- Niedzica, Poland.
- MCCORMICK P. V., STEVENSON R. J. (1989): Effect of snail grazing on benthic algal community structure in different nutrient environments. *Journal of North American Benthological Society* 82: 162-172.
- MÓRA A., JUHÁSZ P., KISS B., MÜLLER Z. (2006): Faunistic results of the Trichoptera investigations carried out in the frames of the ecological survey of the surface waters of Hungary (ECOSURV) in 2005. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30: 359-367.
- MORTIMER M., KASEMETS K., HEINLAAN M., KURVET I., KAHRU A. (2008): High throughput kinetic *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for study of toxic effects of nanoparticles. *Toxicology in Vitro* 22: 1402-1417.
- NÉMETH D. (2011): Legelő puhatestűek táplálkozás vizsgálata laboratóriumban illetve a Csigere-patakon. Szakdolgozat, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézet Tanszék.
- NEWELL S. Y. (1992): Estimating fungal biomass and productivity in decomposing litter. In Carroll G. C., Wicklow D. T. (eds.) *The fungal community. Its organisation and role in the ecosystem*. 521-561. Marcel Dekker, New York.
- NVKVIST N. (1963): Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter *Studia Forastalia Suecica* Nr 3.
- PADISÁK J., ÜVEGES V., KOVÁCS K., HUBAI K., KUCSERKA T., SELMECZY G. B. (2011): A felszíni vizek terhelése rövid és hosszabb időtávon. Vörösiszap katasztrófa: következmények és tapasztalatok. MTA Székháza, 2011.03.01., Budapest.
- PAN Y., STEVENSON R. J., HILL B. H., HERUHY A. T., COLLINS G. B. (1996): Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic ecosystems: A regional assessment *Journal of North American Benthological Society* 15: 481-495.
- PARKYN S. M., WINTERBOURN M. J. (1997): Leaf breakdown and colonisation by invertebrates in a headwater stream: comparisons of native and introduced tree species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 301-312.
- PASCOAL C., CÁSSIO F. (2004): Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 5266-5273.
- PATRICK R. (1961): A study of numbers and kinds of species found in rivers of the Eastern United States. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 113: 215-258.
- PÉK A. (2010): Egy dombvidéki kisvízfolyás ökológiai állapotának felmérése. Szakdolgozat, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézet Tanszék.
- PLATT T., GALLEGOS C. L., HARRISON W. G. (1980): Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. *Journal of Marine Research* 38: 687-701.



- PODANI J. (2000): Introduction to the exploration of multivariate biological data. Backhuys, Leiden.
- PRYGIEL J., LEVEQUE L., ISERENTANT R. (1996): Un nouvel indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. Revue des Sciences de l'Eau 9: 97-113.
- RIPPERT Sz. (2010): Kérész fajok keltetése laboratóriumi körülmények között. Témavezető: Kovács Kata. Limnológia Tehetséggondozó Műhely Szakmai Fórum, 2010. június 03., Veszprém.
- ROTT E. (1991): Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. In: Whitton B. A., Rott E., Friedrich G. (eds.): Use of algae for monitoring rivers. 9-16. Institute für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, Austria.
- SELMECZY G. B., DRÁVEZ E. (2011): A Torna-patak és a Marcal makrogerinctelen faunája az iszapkatasztrófa után. Pannon Tehetségnap, 2011.05.16., Pannon Egyetem, Veszprém.
- STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J., BIRÓ P. (2006): Temporal variability of Achnanthes minutissimum (Kütz.) Czarnetzki and its relationship to chemical and hydrological features of the Torna-stream, Hungary. In: Ács É., Kiss K. T., Padisák J., Szabó K. É. (eds) 6th International Symposium on Use of Algae for monitoring rivers. 133-138. ISBN 963 06 0497 3.
- SUBERKROPP K., KLUG M. (1976): Fungi and bacteria associated with leaves during processing in a woodland stream. Ecology 57: 707-719.
- SZABÓ B., BIRÓ R. (2011): A Torna-patak bevonatlakó kovaalgáinak kolonizációja az iszapkatasztrófa után. Pannon Tehetségnap, 011.05.16., Veszprém.
- SZILÁGYI F., ÁCS É., BORICS G., HALASI-KOVÁCS B., JUHÁSZ P., KISS B., KOVÁCS T., MÜLLER Z., LAKATOS G., PADISÁK J., POMOGYI P., STENGER-KOVÁCS Cs., SZABÓ K. É., SZALMA E., TÓTHMÉRÉZ B. (2008): Application of water framework directive in Hungary: development of biological classification systems. Water Science and Technology 58: 2117-2125.
- SZILÁGYI F., AMBRUS A., GUTI G., JUHÁSZ P., KOVÁCS T., KOVÁCS Cs., PADISÁK J., POMOGYI P., SZALMA E. (2004): Referencia helyek jellemzése, passzportok véglegesítése. 2. melléklet: folyópasszportok véglegesítése. Zárójelentés. Kézirat. BME. Budapest.
- TAYLOR B., BÄRLOCHER F. (1996): Variable effects of air-drying on leaching losses from tree leaf litter. Hydrobiologia 325: 173-182.
- TEKE G. (2011): PERIDAT online internetes adatbázis tervezése, létrehozása és alkalmazása patakok ökológiai állapotának meghatározásához. Diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézet Tanszék.
- TEKE G., HAJNAL E., LENGYEL E., STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J. (2011): Fajgazdagság és mintavételei összefüggéseinek vizsgálata a peridat on-line perifiton adatbázis segítségével. Hidrológiai Közöny. Elfogadott cikk.
- TÓTH L. (2009): Kovaalga fajszám és diverzitás vizsgálatok eltérő rendűségű vízfolyásokon. Diplomamunka, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézet Tanszék.
- ÜVEGES V. (2010): Benthikus és planktonikus algaközösségek fotoszintézisének karakterisztikái. Doktori (PhD) értekezés. Pannon Egyetem, Kémiai- és Környezettudományi Doktori Iskola.
- ÜVEGES V., HUBAI K. E., KOVÁCS K., KUCSERKA T., ANDRÁKÓ L., MATULKA A., PADISÁK J. (2011): A vörösiszap-szenyezés hatása a Torna-patak és a Marcal vízének fizikai és kémiai paramétereire és élővilágára. 6. Téli Ásványtudományi Iskola, 2011. január 21-22, Balatonfüred.
- ÜVEGES V., KOVÁCS W. A., TÓTH V., VÖRÖS L. és PADISÁK J. (2007): A balatoni fitobentosz fotoszintézise I. (az inkubáló berendezés és a vizsgálati módszerek). Hidrológiai Közöny 87: 144-147
- ÜVEGES V., LENGYEL E., PADISÁK J. (2010): Seasonal change in the taxonomic composition and photosynthetic activity of epilithic algal communities in a small Hungarian stream. 4th Central European Diatom Meeting, 12-14. March 2010. Germany, Reichenau.



- ÜVEGES V., STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J. (2008): Preliminary studies on the photosynthetic activity of benthic stream algae. 2nd Central European Diatom Meeting, 12-15. June 2008. Italy, Trento.
- ÜVEGES V., STENGER-KOVÁCS Cs., PADISÁK J. (2009): Photosynthetic activity of epilithic diatoms on natural and modified stream sections of the Torna stream (Hungary), 3rd Central European Diatom Meeting, 26-29. March 2009. Holland, Utrecht.
- VASS M., KUCSERKA T., HUBAI K. E., ÜVEGES V., KOVÁCS K., PADISÁK J. (2011): Ingoldian fungi: survivors or the first colonizers? – the Torna stream after the red sludge disaster in Hungary. 6th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters, July 26-30, 2011, Cracow, Poland.
- VASS M. (2011a): Két vízfolyás éves avarhullásának (avar-input) megállapítása, valamint az avarlebontó vízi gombák meghatározása. Pannon Egyetem Mérnöki Kar Biológiai Almanach. Elektronikus Kiadvány. ISBN 978-615-50444-17-5.
- VASS M. (2011b): Két vízfolyás éves avarhullásának (avar-input) megállapítása, valamint az avarlebontó vízi gombák meghatározása. XXX. Jubileumi OTDK 2011. április 19-21., ELTE, Budapest. Biológia szekció, Hidrobiológia 2. tagozat.
- VASS M., KUCSERKA T. (2011): Ingold-féle gombák: az első túlélők - A Torna-patak a vörösiszap katasztrófa után. Pannon Tehetségnap, 2011.05.16., Pannon Egyetem, Veszprém
- VINEBROOKE R. D. (1996): Abiotic and biotic regulation of periphyton in recovering acidified lakes. Journal of North American Benthological Society 15: 318-331.
- WALLACE J. B., WHILES M. R., EGGERT S., CUFFNEY T. F., LUGTHART G. J., CHUNG K. (1995): Long-term dynamics of coarse particulate organic matter in three small Appalachian Mountain streams. Journal of North American Benthological Society 14: 217-232.
- WEBB W. L., NEWTON M., STARR D. (1974): Carbon dioxide exchange of *Alnus rubra*. A mathematical model. Oecologia 17: 281-291.
- WEBSTER J., DESCAIS E. (1981): Morphology, distribution, and ecology of conical fungi in freshwater habitats. In Cole G. T., Kendrick B. (eds.) Biology of conical fungi. Vol. 1. Academic Press, New York.
- WEETE J. D., WEBER D. J. (1980): Lipid biochemistry of fungi and other organisms. Plenum Press, New York, New York.
- WETZEL R. G., LIKENS G. E. (2000): Limnological Analysis. Third Edition. Springer-Verlag New York.
- WHILES M. R., WALLACE J. B. (1997): Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams, draining pine and hardwood catchments. Hydrobiologia 353: 107-119.
- WHILES M. R., WALLACE J. B., CHUNG K. (1993): The influence of Lepidostoma, Trichoptera: Lepidostomatidae, on recovery of leaf-litter processing in disturbed headwater streams. The American Midland Naturalist 130: 356-363.
- ZELINKA M., MARVAN P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Archiv für Hydrobiologie 57: 389-407.

Netes források

www1: <http://www.eu-wfd.info/ecosurv/> - 2011. július 14.