



Tiszaántúli Környezetvédelmi
Természetvédelmi és Vízügyi
Felügyelőség

Debreceni Egyetem
Természettudományi és Technológiai Kar
Hidrobiológiai Tanszék



XXXI. OTDK Biológia Szekció

A szélsőséges időjárás hatása a Sebes-Körös (Körösszakál) kovaalga-közösségének összetételére



Kókai Zsuzsanna

II. évfolyam, Hidrobiológus MSc

Debreceni Egyetem

Témavezetők:

B-Béres Viktória

biológus

Dr. Bácsi István

egyetemi adjunktus

Debrecen, 2012

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzés.....	2
1.1. Bevezetés	2
1.2. Célkitűzés	3
2. Irodalmi áttekintés	4
2.1. Kovaalga közösségek összetételének változása a fizikai és kémiai paraméterek függvényében.....	4
2.2. Kovaalga alapú vízminősítési rendszerek.....	6
2.3. Életformatípusok és ökológiai guildek	7
2.4. Távlatok	10
3. Anyag és módszer	12
3.1. Mintavételi terület.....	12
3.2. Az egyes fizikai-kémiai változók mérése	13
3.3. Gyűjtési módszer	13
3.4. A minták roncsolása	14
3.5. Tartós preparátum készítése	14
3.6. Az egyes taxonok meghatározása és számolása	14
3.7. Kiértékelés	15
4. Eredmények	16
4.1. A kovaalga közösség fajösszetételének változása	16
4.2. A kovaalga taxonokra jellemző életformatípusok arányainak változása.....	19
4.3. Az ökológiai guildek arányainak változása	21
5. Eredmények értékelése.....	23
5.1. A kovaalga közösség fajösszetételének változása	23
5.2. A kovaalga taxonokra jellemző életformatípusok arányainak változása.....	24
5.3. Az ökológiai guildek arányainak változása	26
6. Összefoglalás	28
7. Irodalomjegyzék	31
8. Köszönetnyilvánítás.....	40
9. Függelék.....	41
10. Nyilatkozat	47

1. Bevezetés és célkitűzés

1.1. Bevezetés

A bevonatalkotó fotoszintetizáló szervezetek közül az egyik leggyakrabban vizsgált élőlénycsoportot a kovaalgák alkotják. Ennek oka abban keresendő, hogy széles körben elterjedtek: megtalálhatóak úgy az arktikus, mint a mérsékelt övi és trópusi régiókban (Sorayya et al., 2012; Weckström és Korhola, 2001). Fontos szerepet töltenek be mind a vízfolyások (Hering et al., 2006; Kireta et al., 2012; Wu et al., 2009), mind a tavak (Bolla et al., 2010; Chetelat et al., 2010; Weckström és Korhola, 2001) anyagforgalmában és oxigéntermelésében. Bár pontos határozásuk a jelenleg gyakorlatban használt fénymikroszkópos vizsgálatokkal (1000-1600× nagyítás) nem minden esetben lehetséges (*Gomphonema parvulum*-komplex, *Achnanthydium minutissimum*-komplex, *Encyonopsis microcephala*-komplex; Morales et al., 2001), más bentikus algacsoportokhoz képest azonosításuk mégis viszonylag egyszerűbb (Kireta et al., 2012; MSZ EN 13946:2003).

Felismerve édesvizeink sérülékenységet, világszerte olyan direktívák léptek életbe, melyek célja a vizek védelme, azok ökológiai állapotának helyreállítása és jó minőségének megőrzése. Így az eddigi kémiai szemléletű vízminősítést felváltotta egy összetettebb, biológiai, ökológiai szemléletű minősítési rendszer (pl. EU VKI, USCWA – Gottschalk és Gattlert, 2012). Mivel a fizikai-kémiai paraméterekkel szemben a bentikus algaközösséget alkotó taxonok közül, a határozási nehézségek ellenére is a kovaalga fajok érzékenysége az egyik legismertebb és legjobban körülhatárolható (Kireta et al., 2012), ezért az ökológiai vízminősítésben is fontos szerepet töltenek be.

Az adott víztérben megtalálható kovaalga közösség összetételét, a közösségen belüli egyes növekedési formák (pl. kolóniaképző, láncot alkotó, fonalas, nyéllel rögzült, mozgékony) arányát természetesen nem kizárólagosan, de elsődlegesen a tápanyagellátottság és a zavarás mértéke befolyásolja (Biggs et al., 1998a,b; Passy, 2007; Passy és Larson, 2011). Ezek alapján Passy (2007) három guildbe sorolta az egyes genusokat (alacsony ill. magas profilú, valamint mozgékony guild). A taxonok guildbe történő besorolásával és az adatok ilyenforma értelmezésével, kiegészítve és egyben kiküszöbölve a fajtévesztésből adódó kisebb-nagyobb hibákat, lehetőség nyílhat arra, hogy mind pontosabb képet lehessen alkotni az adott közösség összetételéről, és az azt kialakító tényezőkről (Rimet és Bouchez, 2012a,b).

Az elmúlt évtizedekben, elsődlegesen a klímaváltozásból adódóan, egyre gyakoribbak a szélsőséges időjárási viszonyok – szélsőségesen száraz, valamint szélsőségesen csapadékos

nyarak a kontinentális régióban, valamint az ezzel együtt járó vízhozam ingadozások, többek között a közép-európai viszonylatban közepes vízgyűjtő területtel rendelkező folyók esetén is. A bevonatalkotó kovaalgák rendszeres monitorozása lehetőséget teremt arra, hogy a közösségek összetételének dinamikájáról, az azokban bekövetkező változások irányairól mind pontosabb ismereteket szerezhessünk.

Szem előtt tartva az egyes direktívák szellemiségét, valamint a határozási nehézségeket, a közösség összetételének rendszeres monitorozásával viszonylag pontos képet kaphatunk arról, hogy az esetleges változások „természetes” folyamatoknak (globális felmelegedés), vagy emberi hatásoknak köszönhetőek-e. Az esetlegesen szükségessé váló beavatkozások iránya és mértéke is ezáltal válik meghatározhatóvá.

1.2. Célkitűzés

Vizsgálataink célja volt a Sebes-Körös folyó kovaalga közösségében bekövetkező változások nyomon követése egy vegetáció periódus alatt (2012. április-szeptember). Mivel a 2012-es év – az április végi csapadékos időszakot leszámítva – szélsőségesen száraznak bizonyult, ennek ismeretében célul tűztük ki, hogy

- (i) megvizsgáljuk a kovaalga közösségek fajösszetételében bekövetkező változásokat a vízhozam változása, és az ezzel szorosan összefüggő egyéb fizikai-kémiai paraméterek változásának tükrében;
- (ii) vizsgáljuk a fizikai-kémiai paraméterekben bekövetkező drasztikus változások hatását a kovaalga életformatípusokra és az ökológiai guildekre.

2. Irodalmi áttekintés

A bentikus kovaalgák az energiaáramlás és a vízi anyagforgalom fontos elemei (Ács és Kiss, 2004). A táplálékhálózatban elsődleges szénforrásnak számítanak (Herman et al., 1999; Miller et al., 1996). Meghatározó szerepük van az aljzatot stabilizáló élőbevonat (Holland et al., 1974) kialakításában, továbbá a környezeti paraméterek változásaival szemben mutatott érzékenységük és kiváló alkalmazkodóképességük révén nagyon jól alkalmazhatóak a vízminősítésben és a biológiai monitorozásban (Ács és Kiss, 2004; Stevenson és Pan, 1999).

A perifiton a vízfolyásokban számos környezeti változóval szemben mutat érzékenységet (Hodgkiss és Law, 1985), és amennyiben teljesülnek a megfelelő környezeti feltételek, a bentikus kovaalgák a vízfolyások teljes hosszában megtalálhatóak (Whitton et al., 1991).

2.1. Kovaalga közösségek összetételének változása a fizikai és kémiai paraméterek függvényében

A kovaalga közösség összetételét, az egyes taxonok relatív gyakoriságát jelentős mértékben befolyásolják - más tényezőkkel együttesen - a fizikai-kémiai változók (pl. Kelly, 2003; Mulholland et al., 1986; Van Dam et al., 1994). A fejezetben azon irodalmi adatok áttekintésére szorítkoztunk, melyeket eredményeink értékelése során is felhasználtunk.

Tápanyag

A közösség összetételét befolyásoló egyik legfontosabb tényező a tápanyagtartalom (Kovács et al., 2006; Van Dam et al., 1994). De Fabricius és munkatársai (2003) azt tapasztalták, hogy az alacsonyabb tápanyagtartalmú régiókban inkább *Achnanthydium*, *Cocconeis* és *Reimeria* fajok fordultak elő, míg a magasabb tápanyagtartalmú helyeken jellemzően *Navicula* és *Nitzschia* fajokat találtak nagyobb egyedszámban.

Stevenson és munkatársai (2006) fitobentosz vizsgálataik során arra az eredményre jutottak, hogy a bevonatalkotó algák biomasszája $10\text{--}30\ \mu\text{g L}^{-1}$ összes foszfortartalom (total phosphorous – TP) és $400\text{--}1000\ \mu\text{g L}^{-1}$ összes nitrogéntartalom (total nitrogen – TN) közt volt a legmagasabb.

Kovács és munkatársai (2006) eredményei alapján az egyes taxonok elterjedési mintázata és a TP koncentráció között nem volt egyértelmű összefüggés (azonban alacsony TP koncentrációnál fontos lehet a *Fragilaria capucina* var. *rumpens* jelenléte), a klaszteranalízissel kapott csoportok viszont jelentős mértékben különböző nitrit-nitrát

koncentráció mellett alakultak ki. Néhány taxon jelenléte pedig egyértelműen eutróf állapotra utal: *Gyrosigma acuminatum*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*; továbbá a *Nitzschia capitellata* hipereutróf állapotot jelez (Kovács et al., 2006).

Wu és munkatársai (2009) szerint amennyiben kis tartományon belül mozog a TP értéke, az egyes algák relatív gyakorisága és a TP között gyenge korreláció alakul ki.

A kovaalgák vizsgálatán alapuló paleolimnológiai módszerek információt szolgáltathatnak egy hosszabb időtartam alatt végbement trofikus változás trendjéről is (Logan et al., 2011).

pH

A kovaalga közösségek az egyes vízterek savasodásának, lúgosodásának kiváló indikátorai (Schiefele és Schreiner, 1991), nem egy esetben alkalmazták ezt a csoportot a savasság és a pH jelzésére a vízfolyásokban (Coring, 1996; Van Dam és Mertens, 1995). A kovaalga közösség összetétele, taxonszáma, valamint az egyes taxonok relatív gyakorisága nagyon jól korrelál a víztestek pH értékeivel (Kovács et al., 2006).

A savasabb tartomány felé haladva fokozatosan csökken a taxonszám, valamint az *Achnanthes minutissimum* relatív gyakorisága, ellenben növekedhet pl. az *Eunotia* fajok egyedszáma (Coring, 1996). Schiefele és Schreiner (1991) megállapította, hogy az algaközösség összetételét a pH-n kívül a különböző puffer rendszerek is befolyásolhatják.

Számos paleolimnológiai vizsgálat tanulsága szerint a kovaalgák fontos szerepet játszanak a tavak savasodásának nyomonkövetésében (pl. Battarbee, 1984; Cameron et al., 1999).

Vízhozam, vízsebesség

Az egyes taxonok relatív gyakoriságát a nagyobb vízfolyásokban elsősorban a vízhozam és a szennyezőanyagok hígulásának (befolyók, csapadék) mértéke befolyásolja (Ács et al., 2003). A szuszpendált anyagok koncentrációjának növekedéséből adódó árnyékoló hatás megváltoztathatja a közösség szerkezetét, a felkavart üledék pedig „lemoshatja” a kevésbé jól rögzült szervezeteket (Ács és Kiss, 1993).

Emellett az áramlási viszonyokban bekövetkező változások bírhatnak jelentős hatással a bentikus algaközösség összetételére (Biggs, 1996; Francoeur et al., 1998; Grimm és Fisher, 1989; Peterson, 1996; Uehlinger, 1991).

Alacsony vízállás ill. lassú folyás esetén a láncot alkotó vagy nyéllel rendelkező formák jelenhetnek meg nagy egyedszámban (pl. *Melosira varians*), míg áradás idején (sebes, gyors folyás) ezeket a viszonylag nagy, kolónia képző formákat felváltják a magányos sejtekből álló, általában kisebb méretű taxonok (*Planothidium lanceolatum*, *Luticola mutica*,

Hantzschia amphioxys, *Amphora montana*). A vízhozam és az áramlás nagyobb szerepet játszhat egy folyó azon szakaszain, ahol a medermorfológiának köszönhetően a bevonat jobban ki van téve az eróziónak (De Fabricius et al., 2003).

Nagy folyók esetében magas vízhozamkor ugrásszerűen növekedhet az első kolonizáló taxonok (pl. *Achnanthydium minutissimum*) relatív gyakorisága, ugyanakkor a kis vízhozam nem okozza feltétlenül az egyes kovaalga taxonok abundanciájának csökkenését (Ács et al., 2006). A kis vízsebesség, mivel kisebb mértékű zavarást jelent a közösség számára, növelheti a fajok közötti kompetíciót (Passy, 2007).

2.2. Kovaalga alapú vízminősítési rendszerek

A bentikus kovaalgák csoportja már több mint egy évszázada részét képezi a vízminőség-vizsgálatoknak (Kolkwitz és Marsson, 1908). Míg a fitoplankton taxonok, jellegükből adódóan, egy-egy vízfolyás ökológiai állapotáról akár nagyobb térbeli lépték esetén is hasonló eredményt adnak, addig a bevonatalkotó algataxonok a kisebb léptékű, lokálisabb, pontszerű szennyezések kimutatására alkalmasabbak (Stevenson és Pan, 1999).

Az Európai Unió Víz Keretirányelve öt élőlénycsoport (fitoplankton és fitobenton szervezetek, makrofita, makroszkopikus gerinctelenek, halak) vizsgálatán alapuló biológiai vízminősítési rendszert foglal magában, amely a víztestek ökológiai állapotának jellemzésére és értékelésére szolgál. A bentikus kovaalgák azonosítása képezi az ebben a keretirányelvben meghatározott fitobentosz vizsgálat alapját (European Parliament, 2000). Hazánkban a 2004-es Európai Unióhoz való csatlakozást követően lépett életbe, és gyakorlati alkalmazásával reális képet kaphatunk vizeink ökológiai állapotáról és a bennük bekövetkező változások is nyomon követhetőek.

A különböző kovaalga indexek (Coste et al., 2009; Dell’Uomo, 2004; Lavoie et al., 2006; Whitton és Kelly, 1995) és kalibrációs modellek (Munn et al., 2002; Ponader et al., 2008; Winter és Duthie, 2000) az egyes fajok érzékenységén és relatív gyakoriságán keresztül adnak információt az adott vízfolyás állapotáról.

A Lecointe és munkatársai (1993) által kidolgozott, – elsősorban nyugat-európai vízfolyások esetében alkalmazott kovaalga indexek adataival dolgozó – komplex programcsomag, az OMNIDIA foglalja magában a leggyakrabban alkalmazott kovaalga indexeket: a Rott és munkatársai (2003) által kifejlesztett SID (szaprobiológiai) és TID (trofitási) indexet, valamint az IPS-t, amely 5 érzékenységi és 3 indikátor kategóriát állít fel az adatbázisban szereplő valamennyi (kb. 6500) taxon figyelembevételével (Ács, 2003).

Várbíró és munkatársai (2012) az IPSITI-t javasolják hazai fitobentosz indexként való alkalmazásra, ami az IPS, a SID és a TID indexek átlagából számolt multimetrikus index. A vízminősítés során kapott IPS és IPSITI értékek felhasználásával számolható ki az ún. EQR (ökológiai minőségi arány) érték, amely a különböző élőlénycsoportok vizsgálatával kapott eredmények összehasonlítását teszi lehetővé (Ács, 2009).

2.3. Életformatípusok és ökológiai guildek

Bár az alkalmazott indexek többsége az egyes taxonok szennyezéssel szembeni érzékenységén alapszik, más, az adott taxonra jellemző tulajdonságok (életformatípus, méret, ökológiai guild) segítségével is vizsgálható az adott vízterek trofitása, terheltségének mértéke (Berthon et al., 2011; Gottschalk és Kahlert, 2012; Passy, 2002; Passy, 2007).

Az egyes fizikai, kémiai és biológiai paraméterekben bekövetkező változások különböző taxonómiai és fiziognómiai változásokat indukálnak (Biggs et al., 1998a,b; Lamb és Lowe, 1987; Molloy, 1992; Passy, 2002; Poff et al., 1990). Ezen növekedési formák, mint adaptációs folyamatok, lehetővé teszik, hogy bizonyos körülmények között az adott típusba tartozó taxonok előnyhöz jussanak más csoport tagjaival szemben (Carrick és Steinman, 2001; Kutka és Richards, 1996; Passy, 2007; Pringle, 1990; Steinman et al., 1992) (F1-5. kép). Természetesen az egyes taxonok nemcsak egy életformatípusba tartozhatnak (1. táblázat, Berthon et al., 2011).

Azt, hogy adott vízterben az egyes életformatípusokba tartozó taxonok milyen gyakorisággal vannak jelen, két fontos tényező befolyásolja: a tápanyagellátottság és a zavarás mértéke (Biggs et al., 1998b). Ezek alapján Passy (2007) három ökológiai guildet hozott létre (1. táblázat), melyek aránya ezen változók mentén a következőképpen változik:

(i) az alacsony-magas profilú guildek arányainak változása egyrészt az elérhető tápanyag, ill. fény grádiensek (McCormick, 1996; Tuji, 2000), másrészt pedig az áramlási grádiens és a kifalás mértéke (Peterson, 1996; Steinman, 1996) mentén;

(ii) a jelentős mozgásra képes taxonok (mozgékony guild) arányainak eltolódása a természetes és antropogén zavarás mértéke mentén (Bahls, 1993; Fore és Grafe, 2002; Tuchman és Stevenson, 1991).

1. táblázat: A legismertebb kovaalga taxonok életforma típusba és guildbe tartozása (Berthon et al., 2011 nyomán).

guildek	taxonok	Életformatípusok				
		mozgékony	kolónia- képző	csőszerű kocsonyaburokkal rendelkező	nyéllel rögzült	pionír
Alacsony profilú	<i>Achnanthes</i>	+			+	
	<i>Achnanthidium</i>	+			+	
	<i>Achnanthidium</i> <i>minutissimum</i> és <i>Ach. min. var.-ok</i>					+
	<i>Achnanthidium</i> <i>saprophilum</i>					+
	<i>Achnanthidium</i> <i>straubianum</i>					+
	<i>Amphipleura</i>	+	+	+		
	<i>Amphora</i>	+				
	<i>Amphora</i> <i>inariensis</i>					+
	<i>Amphora</i> <i>pediculus</i>					+
	<i>Brachysira</i>	+				
	<i>Cymbella</i>	+			+	
	<i>Cyclotella</i>					
	<i>Cymbopleura</i>	+	+	+		
	<i>Cocconeis</i>	+				
	<i>Cyclostephanos</i>					
	<i>Delicata</i>	+	+	+		
	<i>Diploneis</i>	+				
	<i>Discostella</i>					
	<i>Encyonema</i>	+	+	+		
	<i>Encyonopsis</i>	+			+	
	<i>Eucocconeis</i>	+			+	
	<i>Fragilaria</i>		+		+	
	<i>Frustulia</i>	+	+	+		
	<i>Karayevia</i>	+				
	<i>Kolbesia</i>	+			+	
	<i>Meridion</i>		+			
	<i>Nupela</i>	+				
	<i>Planothidium</i>	+			+	
	<i>Platessa</i>	+			+	
	<i>Rhoicosphenia</i>				+	
	<i>Reimeria</i>	+			+	
	<i>Stephanodiscus</i>					
	<i>Aulacoseira</i>		+			
	<i>Achnanthidium</i> <i>catenatum</i>		+			
	<i>Diadsmis</i>	+	+			
	<i>Diatoma</i>		+		+	
	<i>Eunotia</i>	+	+			

Magas profilú	<i>Fragilaria</i>		+		+
	<i>Gomphonema</i>	+			+
	<i>Gomphoneis</i>	+	+		+
	<i>Gomphosphenia</i>	+			+
	<i>Melosira</i>		+		
	<i>Pleurosira</i>		+		
	<i>Pseudostaurosira</i>		+		+
	<i>Staurosira</i>		+		+
	<i>Staurosirella</i>		+		+
	<i>Tabularia</i>				
Mozgékony	<i>Ulnaria</i>		+		+
	<i>Adlafia</i>	+			
	<i>Bacillaria</i>	+			
	<i>Caloneis</i>	+			
	<i>Craticula</i>	+			
	<i>Delicata</i>	+	+		+
	<i>Denticula</i>	+			
	<i>Eolimna</i>	+			
	<i>Epithemia</i>	+			
	<i>Fallacia</i>	+			
	<i>Fistulifera</i>	+			
	<i>Geissleria</i>	+			
	<i>Gyrosigma</i>	+			
	<i>Hippodonta</i>	+			
	<i>Luticola</i>	+			
	<i>Mayamaea</i>	+			
	<i>Navicula</i>	+			
	<i>Naviculadicta</i>				
	<i>Nitzschia</i>	+			
	<i>Nupela</i>	+			
	<i>Sellaphora</i>	+			
	<i>Simonsenia</i>	+			
	<i>Stauroneis</i>	+			
	<i>Surirella</i>	+			
	<i>Tryblionella</i>	+			

Passy (2007) vizsgálati eredményei azt mutatják, hogy az alacsony profilú guild aránya az epipszammonon, a magas profilú guildé az epilítonon és epifítonon, míg a mozgékony guildé az epipelonon volt magas. A diverzitás az epipelonon és epifítonon volt a legmagasabb. Az alacsony profilú guild azért fordulhatott elő nagyobb számban az epipszammonon, mert az nagymértékben zavart habitatnak minősül (pl. a szemcsék mozgásából származó súrlódás folyamatos stressznek teszi ki a közösséget) (Krejci és Lowe, 1987; Moore, 1977; Round és Bukhtiyarova, 1996). Ezzel szemben a magas profilú guild képviselői a viszonylagosan zavarásmentes epifíton és epilíton habitatokban voltak nagy számban jelen (pl. a makrofíták levelei még a predátorokkal szemben is bizonyos szintű védelmet biztosítanak) (Passy, 2007).

A víz sebessége és a guildek között szignifikáns összefüggés volt: a magas profilú guildnek az alacsony vízsebesség mellett volt magasabb a relatív gyakorisága, míg az alacsony profilú guildnek a magasabb vízsebesség mellett (Passy, 2007).

Az alacsony profilú guildbe tartozó taxonok relatív gyakorisága az alacsonyabb tápanyagtartalmú helyeken volt magasabb, míg a magas profilú guildekhez tartozó taxonok a tápanyagban gazdagabb területeken fordultak elő nagyobb mennyiségben. A mozgékony guild képviselői a nagy tápanyagtartalmú helyeken, mint tápanyag kompetítorok vannak jelen nagy számban (Fairchild et al., 1985; Van der Grinten et al., 2004), valamint elhagyhatják a számukra nem megfelelő mikrohabitatot (Johnson et al., 1997). A guildek diverzitása a magasabb tápanyagtartalmú helyeken volt nagyobb. Ez azt feltételezi, hogy az alacsonyabb tápanyagtartalmú helyeken kevesebb niche áll a taxonok rendelkezésére. A magas tápanyagtartalmú helyeken vékonyabb volt a biofilm réteg vastagsága, azonban magában a rétegben igen nagy volt az egyes „szintek” között a tápanyag és fény mennyisége közötti eltérés. Ezért is alakulhat ki itt diverzebb közösség, hisz a magas profilú és a mozgékony guildek folyamatosan versengenek egymással a felsőbb, tápanyagban és fényben is gazdagabb részekért, míg az alsóbb, tápanyagban és fényben szegényebb rétegekben az alacsonyabb profilú guildbe tartozó taxonok, illetve az oda került mozgékony guild taxonok fordulnak elő - a mozgékony guild taxonjai persze el is hagyhatják a mikrohabitatot.

A magas profilú és a mozgékony guild pozitívan korrelált mind a foszfát, mind a nitrát tartalommal (Passy, 2007). Gottschalk és Kahlert (2012) a pH-t, a foszfátot és a nitrit-nitrát arányt találták a közösség összetételét leginkább befolyásoló tényezőknek. Az alacsony profilú guild taxonösszetétele a tápanyagszegényebb vizekben nagyobb volt, mint a mozgékony guild esetében. A mozgékony guild összetétele nőtt a tápanyag növekedésével, a magas profilú guildé azonban nem. Az alacsony profilú guild jól tolerálja a kis fényintenzitást (Lange et al., 2011).

2.4. Távlatok

Az Európában használatos indexek egyik nagy hátulütője az algák pontos identifikálásából adódó nehézségeken túlmenően, hogy olyan ritka taxonokat is felhasználnak az indexek kiszámítása során, melyek ökológiai igényei – már csak annak köszönhetően is, hogy nagyon kevés előfordulásuk ismert – még nem pontosan definiáltak (Berthon et al., 2011).

A Passy (2007) által megkülönböztetett három guild, mivel az eddigi adatok alapján úgy tűnik, jól reflektál a környezet fizikai-kémiai változásaira, (további finomítások mellett) akár a

biomonitorozás során is rendkívül fontos többlet információt szolgáltathat. Ugyanis – szemben a legtöbb esetben legalább faji szintű határozáson alapuló jelenlegi minősítési rendszerrel – általában „csak” genus szintű határozást igényel, ezáltal meggyorsíthatná és megkönnyíthetné a monitorozó munkát végző szakemberek munkáját egy-egy „gyors” elemzés és értékelés során.

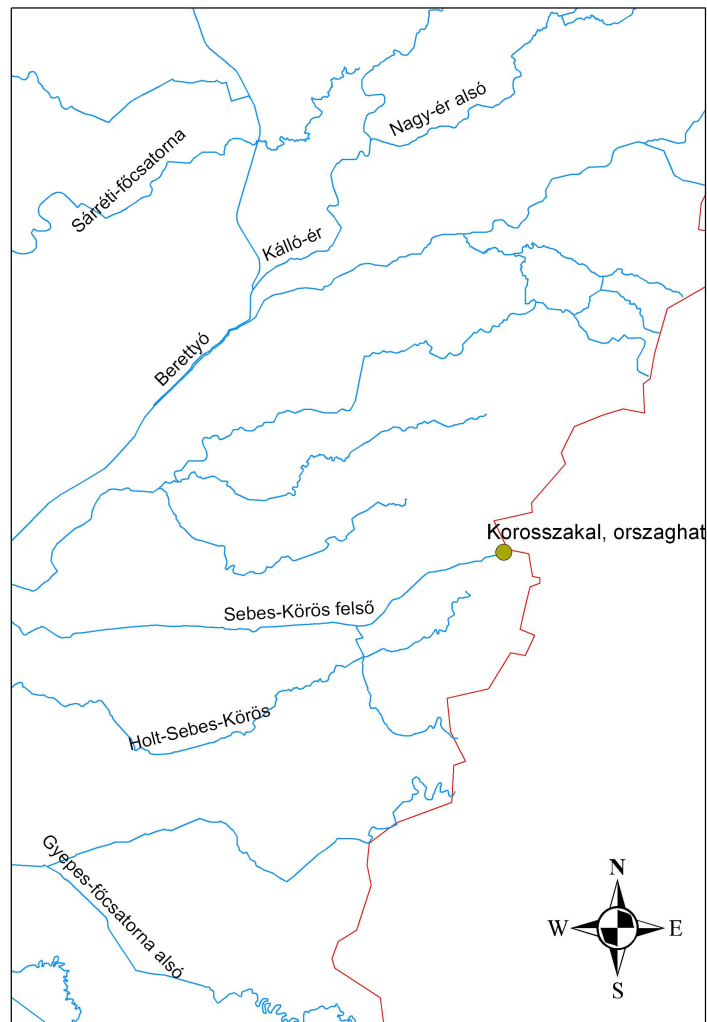
Mindehhez azonban minél több eredményre, minél több ismeretre lesz szükség, és a közeljövőben a jelenlegi rendszer kiegészítéseként lehetne számottevően alkalmazni. Ezáltal hatékonyabbá tehetné a monitorozás során kapott eredmények feldolgozását és értékelését annak érdekében, hogy a vizsgált víztest kémiai és ökológiai állapotáról megbízható és átfogó képet alkothassunk.

3. Anyag és módszer

3.1. Mintavételi terület

A Sebes-Körös Romániában, a kalotaszegi dombvidéken ered. Magyarország területére Körösszakál közelében lép be, a Hármas-Körös három fő mellékfolyójának egyike (<http://hu.wikipedia.org/wiki/Sebes-K%C3%B6r%C3%B6s>).

A Magyarországon érvényben lévő biológiai monitorozó program egyik mintavételi pontja a Sebes-Körös jobb partján, érintetlen természeti környezetben elterülő, Körösszakál község területére esik (<http://hu.wikipedia.org/wiki/K%C3%B6r%C3%B6sszak%C3%A1l>) (1. ábra).



1. ábra: Mintavételi terület.

3.2. Az egyes fizikai-kémiai változók mérése

A felszíni víz mintavétele az MSZ EN ISO 5667-16:1998 és MSZ EN ISO 5667-3:2004 szabványok alapján történt. A minták hőmérsékletét a helyszínen mértük meg. Az össz-nitrogén (TN), össz-foszfor (TP), valamint a klorofill-tartalom méréséhez szükséges mintákat laborba szállításig hűtőtáskában ~4°C-on tároltuk.

Az össz-nitrogén meghatározása az MSZ 12750-20:1972, az össz-foszfor meghatározása az MSZ EN ISO 6878:2004, míg a klorofill-tartalom meghatározása az MSZ ISO 10260:1993 szabványok alapján a TIKTVF Mérőállomás (Regionális Mérőközpont) laboratóriumában történt.

A vízhozam adatokat az Országos Vízügyi Főigazgatóság bocsátotta rendelkezésünkre.

3.3. Gyűjtési módszer

A bevonatminták gyűjtése az MSZ EN 13946:2003 szabványnak megfelelően, egy vegetáció perióduson keresztül (2012. április-szeptember) kövekről, illetve makrofita szervezetekről (2. táblázat) történt. A mintavétel során ügyeltünk arra, hogy fonalas zöldalgával borított kő ne legyen az aljzatok között (Ács és Kiss, 2011).

2. táblázat: A mintavételek időpontja és az aljzatok típusa.

<u>Mintavétel időpontja</u>	<u>Aljzat</u>
2012. 04. 18.	kövek
2012. 05. 16.	kövek
2012. 06. 20.	kövek
2012. 07. 18.	kövek, <i>Myriophyllum spp.</i>
2012. 08. 23.	<i>Myriophyllum spp.</i>
2012. 09. 19.	<i>Myriophyllum spp.</i>

Az aljzatokat (mintavételenként 5 db-ot) eltávolítottuk a vízből és belemostuk (kövek esetében fogkefe segítségével) a mintatartó edénybe.

Az egyes aljzatokról származó bevonatmintát a mintavétel helyszínén Lugol-oldattal (nátrium-acetát mentes káliumjodidos jód oldat) tartósítottuk, amiből annyit adtunk a mintákhoz, hogy a minták konyak színűek legyenek.

3.4. A minták roncsolása

A kovavázak pontos identifikálása érdekében a sejteket el kell roncsolni. Ezt Ács és Kiss (2004) által ajánlott forró hidrogén-peroxidos roncsolással tettük meg.

Legelőször alaposan homogenizáltuk a mintát, majd hőálló üvegedénybe ismert térfogatnyit pipettáztunk belőle. Előbb 1/3-nyi 1N HCl-ot adtunk hozzá, majd a minta háromszoros térfogatának megfelelő mennyiségű tömény hidrogén-peroxidot (H_2O_2). Főzőlapon 80-90 °C-on addig melegítettük, amíg a kivett minta eredeti térfogatára nem párolódott be. Egy cseppjét mikroszkóp alatt ellenőriztük, hogy megfelelően elroncsolódott-e a sejt tartalom. Egy napig hagytuk ülepedni a vázakat, dekantáltuk a mintát, majd desztillált vízzel teljesen megtöltöttük az üvegcsét. Egy napig újra ülepítettük a mintát, és háromszor újra átmostuk.

A tisztított mintákat desztillált vízzel azonos térfogatúra egészítettük ki, majd kettéosztottuk: egyik feléből preparátumot készítettünk, a másik felét eltettük (pár csepp formalinnal tartósítva) további vizsgálat céljából.

3.5. Tartós preparátum készítése

A fénymikroszkópos vizsgálatokhoz valamennyi mintából tartós preparátumot készítettünk.

A roncsolt és tisztított mintát desztillált vízzel megfelelő koncentrációra hígítottuk: 1000×-es nagyításon 10-15 valva volt egy mikroszkópi látótérben. Felráztuk, majd tiszta fedőlemezre cseppentettünk belőle, és lassú melegítéssel beszárítottuk. 1,62 törésmutatójú Styrax beágyazó gyantát tettünk rá és belefördítettük a feliratozott tárgylemezt. Újra felmelegítettük, miközben a keletkező buborékokat üvegbottal óvatosan kinyomkodtuk, hogy azok ne zavarják a mikroszkópos vizsgálatot.

3.6. Az egyes taxonok meghatározása és számolása

A gyantába ágyazott mintákat Leica DMRB kutatómikroszkóppal, 1000-1600×-os nagyításon, olajimmerziós lencsével vizsgáltuk látótérrel látótérre haladva mindaddig, amíg legalább 400 valvát meg nem határoztunk (MSZ EN 14407:2004).

3.7. Kiértékelés

A kovalaga közösségek fajösszetételének, mennyiségi viszonyainak, illetve a kiemelten fontos környezeti háttérváltozóknak (TN, TP, vízhozam, klorofill-a, idő, hőmérséklet) az összefüggését kanonikus korrespondencia-elemzés (CCA) segítségével vizsgáltuk. A sokváltozós elemzést CANOCO 4.5 programcsomag segítségével végeztük (ter Braak és Šmilauer, 2002).

4. Eredmények

4.1. A kovaalga közösség fajösszetételének változása

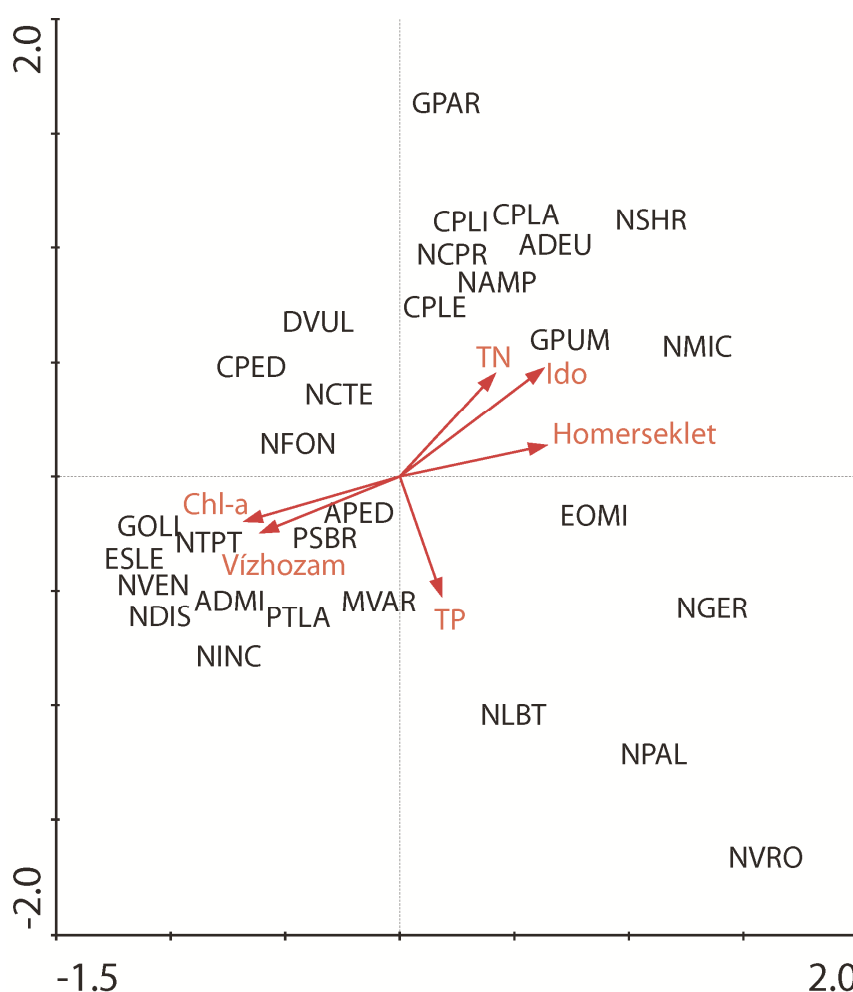
Vizsgálataink során 130 taxont azonosítottunk (F1-4. táblázat), melyek közül a *Cocconeis placentula* ssp. (CPLA ssp.), az *Encyonema silesiacum* (ESLE), az *Eolimna minima* (EOMI) és a *Navicula viridula* var. *rostellata* (NVRO) taxonok átlagos dominanciája volt 5-nél magasabb (3. táblázat). Ezen taxonok a minták 17-50%-ban dominánsak voltak (17% - NVRO; 50% - CPLA ssp.). Igen nagy számban voltak jelen ún. szubdomináns ($5 > \text{dominancia} \geq 1$) taxonok is az egyes mintákban (3. táblázat).

3. táblázat: A mintákban talált domináns és szubdomináns taxonok, OMNIDIA kódjuk, max., min. és átlagos dominanciájuk (%), továbbá a taxonok jelenléte az adott minták %-ban megadva. A felsőindexben található számok annak a mintának a számát jelölik, melyben a taxon az adott értéket érte el. (Az 5-nél nagyobb átlagos dominancia értékeket elérő taxonokat és dominancia értéküket kiemeltük).

Taxonnév	OMNIDIA kód	Maximális dominancia érték (%)	Minimális domiancia érték (%)	Átlagos dominancia érték (%)	Jelenlét (minta %-ban megadva)
<i>Achnanthidium minutissimum</i>	ADMI	10,71 ²	0,95 ⁵	4,45	100
<i>Amphora pediculus</i>	APED	5,65 ²	1,47 ⁶	3,23	100
<i>Cocconeis placentula</i> ssp.	CPLA	22,49 ⁶	1,93 ¹	7,8	100
<i>Diatoma vulgare</i>	DVUL	4,16 ⁶	0,23 ⁴	1,63	100
<i>Encyonema silesiacum</i>	ESLE	18,61 ²	0,23 ⁴ /0 ⁵	5,96	83
<i>Eolimna minima</i>	EOMI	13,33 ⁵	1,22 ⁶	5,31	100
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i>	GOLI	2,90 ¹	0,24 ⁵ /0 ⁴	1,45	83
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	GPAP	5,38 ⁶	0,33 ³ /0 ^{1,4}	1,19	67
<i>Gomphonema pumilum</i>	GPUM	6,60 ⁶	0,33 ³ /0 ¹	2,16	83
<i>Melosira varians</i>	MVAR	4,65 ³	0,48 ⁴ /0 ⁶	1,36	83
<i>Navicula capitatoradiata</i>	NCPR	13,96 ⁶	1,69 ¹	4,45	100
<i>Navicula germainii</i>	NGER	5,22 ⁴	0,25 ⁵ /0 ^{1,3}	1,59	67
<i>Navicula schroeteri</i> var. <i>schroeteri</i>	NSHR	8,10 ⁵	0,68 ⁴ /0 ¹⁻³	1,87	50
<i>Navicula tripunctata</i>	NTPT	6,64 ³	0,48 ⁵	2,68	100
<i>Navicula veneta</i>	NVEN	9,42 ¹	0,23 ⁴ /0 ⁶	2,04	83
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>	NVRO	31,52 ⁴	0,50 ² /0 ^{1,3}	5,93	67
<i>Nitzschia amphibia</i>	NAMP	3,91 ⁶	0,66 ³	1,60	100

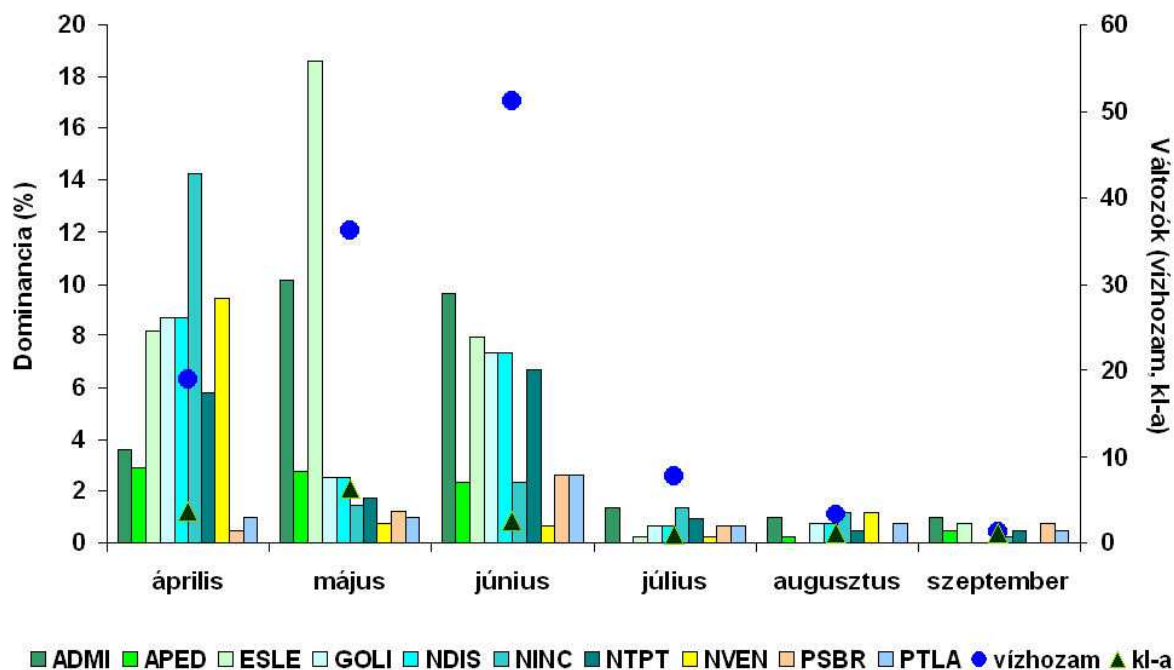
<i>Nitzschia dissipata</i> <i>var.dissipata</i>	NDIS	8,70 ¹	0,68 ⁴ /0 ⁶	3,31	83
<i>Nitzschia fonticola</i>	NFON	5,56 ¹	0,91 ⁴	2,75	100
<i>Nitzschia inconspicua</i>	NINC	14,25 ¹	0,24 ⁶	3,48	100
<i>Nitzschia liebetruithii</i> var. <i>liebetruithii</i>	NLBT	3,40 ⁴	0,33 ³ /0 ⁶	1,15	83
<i>Nitzschia microcephala</i>	NMIC	20,48 ⁵	2,69 ⁶ /0 ¹⁻³	4,81	50
<i>Nitzschia palea</i>	NPAL	5,22 ⁴	0,24 ¹ /0 ⁶	1,33	83
<i>Planothidium lanceolatum</i>	PTLA	2,66 ³	0,49 ⁶	1,08	100

A CCA elemzés azt mutatta, hogy az egyes mintavételek alkalmával a kovaalga közösség domináns (dominancia ≥ 5) és szubdomináns taxonjainak összetételét elsősorban a vízhozam és a klorofill-tartalom (GOLI, ESLE, NVEN, NTPT, ADMI, NDIS, NINC, PTLA, PSBR, APED), illetve a TN, az idő és a hőmérséklet befolyásolta (NSHR, GPUM, NMIC) (2. ábra).



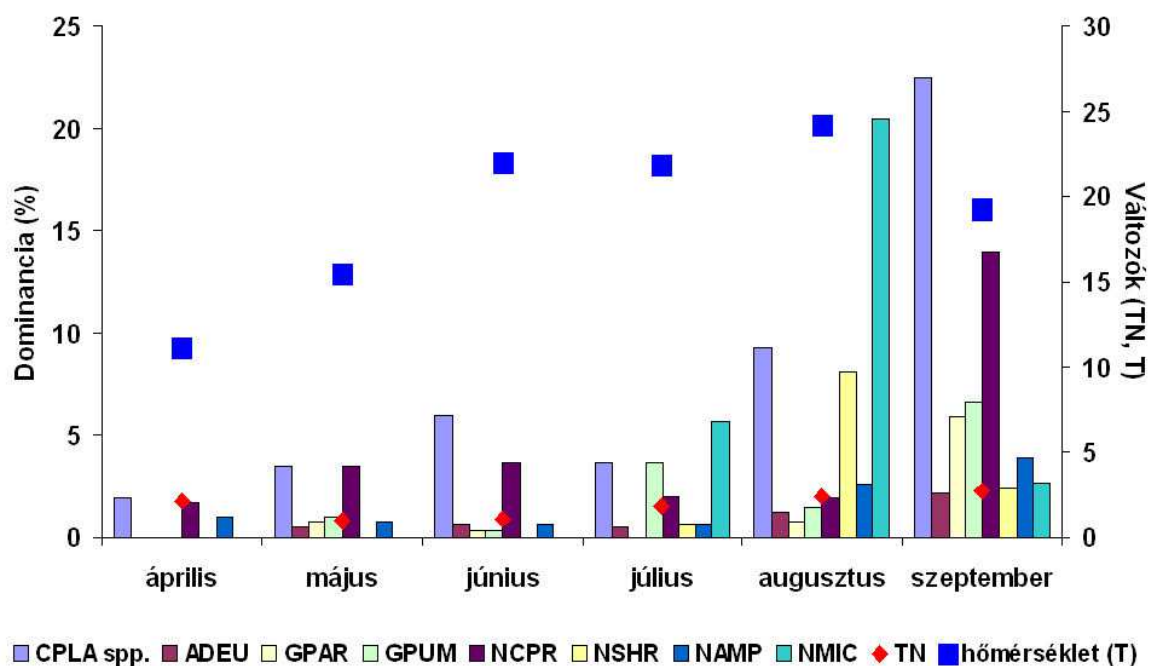
2. ábra: A fitobentosz közösségek és környezeti háttérváltozók kapcsolata. Relatív fajgyakoriság adatokon alapuló kanonikus korreláció-elemzés (CCA). Az 1. és 2. tengely kumulatív fajvariáciája rendre 34,9 és 57,8 volt. Jelmagyarázat: A fajok rövidítésire az OMNIDIA Program által is alkalmazott és ott kidolgozott kódokat használtuk (ld. 3. táblázat).

A vízhozam és klorofill-tartalom változására érzékeny taxonok azok közül kerültek ki, melyek dominanciája a tavaszi, kora nyári mintákban volt magas (vízhozam max. $51,3 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$; klorofill-a max. $6,3 \mu\text{g L}^{-1}$). Ezen időszakban mindkét paraméter értéke a későbbiek többszöröse volt (vízhozam min. $1,3 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$; klorofill-a min. $1 \mu\text{g L}^{-1}$) (3. ábra).



3. ábra: Az *Achnanthes minutissimum* (ADMI), *Amphora pediculus* (APED), *Encyonema silesiacum* (ESLE), *Gomphonema olivaceum* (GOLI), *Nitzschia dissipata* (NDIS), *Nitzschia inconspicua* (NINC), *Navicula tripunctata* (NTPT), *Navicula veneta* (NVEN), *Pseudostaurosira brevistriata* (PSBR) és *Planorhynchium lanceolatum* (PTLA) taxonok dominanciaviszonyai a vízhozam és a klorofill-a-tartalom függvényében a 2. ábra alapján.

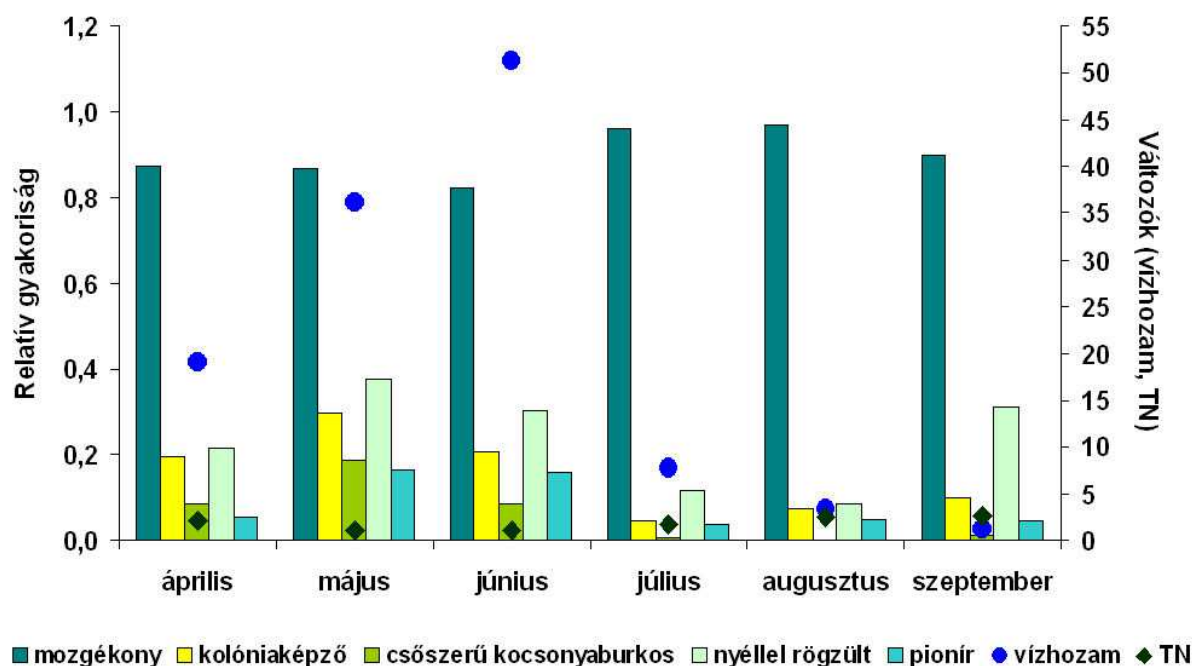
Ezzel szemben a TN, a hőmérséklet és az idő változására szignifikánsan érzékeny taxonok megjelenése és dominánssá válása a júliusban bekövetkező drasztikus vízhozam és az ezzel szorosan összefüggő klorofill-tartalom csökkenést követően ment végbe (4. ábra). A kis vízhozamú hónapok alatt (júl.-szept.) a TN tartalom a májusi minimum érték (1 mg L^{-1}) közel háromszorosára emelkedett.



4. ábra: A *Cocconeis placentula* alfajok (CPLA ssp.), *Achnantheidium eutrophilum* (ADEU), *Gomphonema parvulum* (GPAR), *Gomphonema pumilum* (GPUM), *Navicula capitatoradiata* (NCPR), *Navicula schroeteri* (NSHR), *Nitzschia amphibia* és *Nitzschia microcephala* (NMIC) taxonok dominanciaviszonyai a TN és a hőmérséklet függvényében.

4.2. A kovaalga taxonokra jellemző életformatípusok arányainak változása

Az egyes életformatípusokhoz tartozó kovaalga taxonok össz.-relatív gyakoriságát a vízhozam és a TN függvényében az 5. ábra mutatja be. A májusi vízhozam emelkedésével, és a TN mennyiségének 53%-os csökkenésével a mozgékony taxonok kivételével minden más életformatípusban nőtt a relatív gyakoriság (5. ábra).



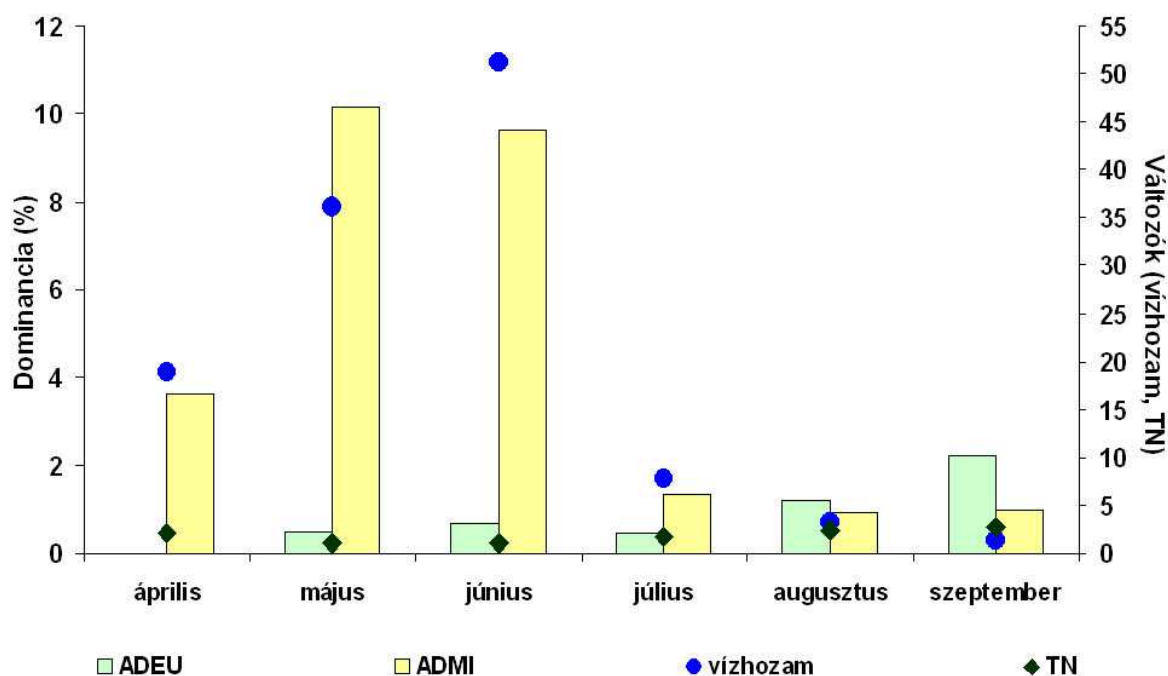
5. ábra: Az egyes életformatípusokba tartozó taxonok össz.-relatív gyakoriságának változása a vízhozam és a TN függvényében.

A kolóniaképző és nyéllel rögzült taxonok közül ki kell emelni a *Pseudostaurosira* spp. és *Staurosira* spp. egyedszámában bekövetkező akár 100%-os emelkedést. A júniusi mintavételt megelőzően bekövetkezett további vízhozam emelkedéssel párhuzamosan egyrészt tovább csökkent a mozgékony taxonok relatív gyakorisága, másrészt a többi életformatípusban is csökkent a taxonok egyedszáma (min. 4% - pionír fajok; max. 56% - csőszerű kocsonyaburokkal rendelkező taxonok).

A júliusban bekövetkező drasztikus vízhozam csökkenés jelentős mértékben átalakította a kovaalga közösség szerkezetét: míg a mozgékony típusba tartozó taxonok relatív gyakorisága közel 20%-kal emelkedett, addig a többi típusban az össz.-gyakoriság akár 80-90%-kal is csökkent (kolóniaképzők, pionír fajok, csőszerű kocsonyaburokkal rendelkező taxonok) az előző hónaphoz képest. Az ezt követő további vízhozam csökkenés és a TN tartalom folyamatos emelkedése különböző mértékben befolyásolta az egyes típusok össz.-relatív gyakoriságát, valamint maguknak az egyes taxonoknak a gyakoriságát: a mozgékony típusba tartozó taxonok össz.-relatív gyakorisága kis mértékben ugyan, de az idő előrehaladtával csökkent. Azon mozgékony típusba tartozó taxonok relatív gyakorisága azonban, mely szignifikáns összefüggést mutatott a TN-nel (pl. NSHR, NMIC; 2. ábra), akár 12-szeresére is emelkedett az augusztusi mintákban. Szeptemberre azonban gyakoriságuk jelentős mértékben lecsökkent (70-84%). A mozgékony életformatípusban tapasztalt össz.-relatív gyakoriság

csökkenéssel szemben számottevő mértékben nőtt meg a kolóniaképző taxonok össz.-relatív gyakorisága a TN tartalom növekedésével, és a vízhozam további csökkenésével párhuzamosan.

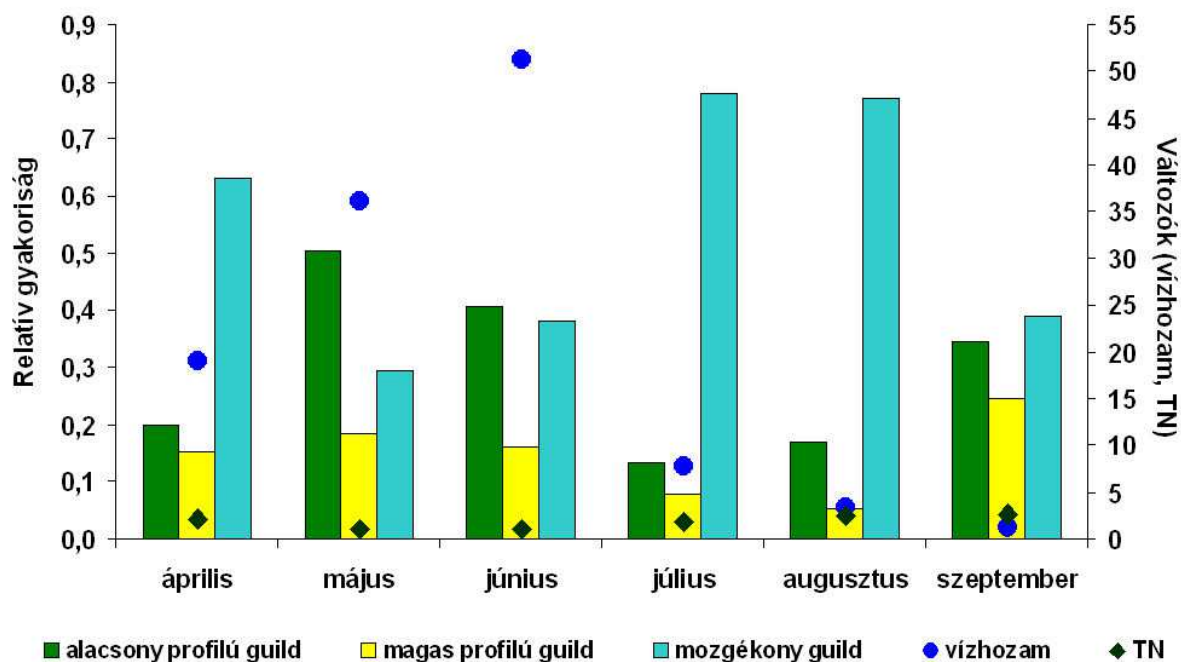
A pionír fajok össz.-relatív gyakorisága csak az augusztusi mintákban emelkedett meg a júliusra bekövetkező drasztikus vízhozam csökkenést követően (5. ábra). Szeptemberben össz.-gyakoriságuk nem érte el az augusztusi értéket. Meg kell jegyezni, hogy az ebbe a típusba tartozó fajok eltérő módon reagáltak a bekövetkező változásokra: míg az *Achnanthidium minutissimum* (ADMI) és *Amphora pediculus* (APED) taxonok jelenléte és abundanciája elsősorban a vízhozammal mutatott szoros összefüggést, addig az *Achnanthidium eutrophilum* (ADEU) relatív gyakorisága a TN tartalom emelkedésével folyamatosan növekedett (6. ábra).



6. ábra: Az *Achnanthidium minutissimum* (ADMI) és *Achnanthidium eutrophilum* (ADEU) pionír fajok dominanciájának változása a vízhozam és a TN függvényében.

4.3. Az ökológiai guildek arányainak változása

A vizsgálat ideje alatt bekövetkező drasztikus vízhozam csökkenéssel – szoros összefüggésben az ezzel együtt járó tápanyagtartalom-változással – jelentősen megváltozott az egyes kovaalga guildek aránya is (7. ábra).



7. ábra: Az egyes guildekbe tartozó taxonok össz.-relatív gyakoriságának változása a vízhozam és a TN függvényében.

Az áprilisi mintavétel során a fizikai-kémiai paraméterek értékeit figyelembe véve, a vizsgálat idejére vonatkoztatva átlagosnak volt mondható a folyó vízhozama ($19 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$), ezzel szemben a klorofill-tartalom 50%-kal, a TN és a TP koncentrációk pedig ~10%-kal haladták meg a vizsgálat idejére vonatkoztatott átlagos értékeket. Ilyen körülmények között az ökológiai guildok közül a mozgékony guildbe tartozó taxonok aránya több mint 60%-át tette ki a közösségnek. A május-júniusban bekövetkező vízhozam- és az ezzel összefüggő klorofill-tartalom növekedéssel, valamint a TN tartalom drasztikus csökkenésével a mozgékony guild aránya ~ 50%-kal csökkent, míg az alacsony profilú guild aránya ~2,3-szorosára nőtt a mintákban. A magas profilú guild aránya nem változott számottevően.

Az ezt követő drasztikus vízhozam csökkenés, valamint TN növekedés jelentősen átformálta a közösséget: a mozgékony guild aránya az előző hónaphoz képest több mint 50%-kal megnőtt. Ezzel szemben az alacsony profilú guild aránya közel 70%-kal, a magas profilú guild aránya pedig közel 60%-kal esett vissza. Szeptemberre azonban, mikor a legalacsonyabb volt a vízhozam ($1,3 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$), és legmagasabb a TN ($2,7 \text{ mg L}^{-1}$) értéke, a guildok közel egyenlő arányban voltak jelen.

5. Eredmények értékelése

A bentikus algák a szén körforgalmának meghatározó elemei a sekély vizekben (Gattuso et al., 2006), éves szén produkciójukat globálisan kb. 500 millió tonnára becsülik (Cahoon, 1999). A táplálékhálózatban elsődleges szénforrások (Herman et al., 1999; Miller et al., 1996), továbbá fontos szerepük van az üledéket stabilizáló biofilm kialakításában (Holland et al., 1974).

A bevonatalkotó algák közül az egyik legtöbbet tanulmányozott csoportot a bentikus kovaalgák képezik. Ennek oka többek között abban keresendő, hogy

(i) a bevonatban az egyik legnagyobb egyed- és/vagy fajszámban előforduló csoportot alkotják (Ács et al., 2000; Kireta et al., 2012; Roberts et al., 2003; Rojo et al., 1994; Wu et al., 2010; Záray et al., 2005);

(ii) kiemelkedő szerepet töltenek be a vízben zajló anyagforgalmi ciklusokban (Kireta et al., 2012; Stevenson és Pan, 1999);

(iii) napjainkban rutinszerűen alkalmazzák ezt a csoportot az ökológiai szemléletű vízminősítésben (Coste et al., 2009; Dell’Uomo, 2004; Lavoie et al., 2006; EU VKI; Whitton és Kelly, 1995).

5.1. A kovaalga közösség fajösszetételének változása

Bár a klímaváltozás hatására végbemenő változások az elkövetkező években várhatóan az északi területeken és az arktikus régiókban fognak legszembetűnőbben megmutatkozni (Corell, 2006; Schindler és Smol, 2006; Wiklund et al., 2010), a szélsőséges időjárási viszonyok a kontinentális régióban is jól megfigyelhető változásokat idézhetnek elő az egyes élőlényközösségek összetételében. A közép-európai nagyobb vízfolyások esetében ezek szélsőségesen magas, illetve alacsony vízhozamot indukálhatnak, mely „zavaró” hatásából adódóan együtt jár a kovaalga közösség összetételének megváltozásával is (Ács et al., 2003; Ács et al., 2006).

Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy a közösség összetételét leginkább a vízhozam és azzal szoros összefüggésben a klorofill értékekben bekövetkező változások befolyásolták. Összhangban az Ács és munkatársai (2006) által a Dunán megfigyelttel, az *Achnanthydium minutissimum* relatív gyakorisága a vízhozam emelkedésével többszörösére nőtt, majd a vízhozam drasztikus lecsökkenésével a taxon gyakorisága is tizedére esett vissza. Gottschalk

és Kahlert (2012) 73 svéd tó vizsgálata során azt tapasztalta, hogy azon *Achnanthydium minutissimum* formakör relatív gyakorisága, mely esetében a sejtek átlagos szélessége 2,2-2,8 μm volt, a tápanyagszegény tavakban volt a legnagyobb. A 2,8 μm -nél szélesebb *Achnanthydium minutissimum* formakörbe tartozó egyedek relatív gyakorisága a tápanyagszegény és tápanyagban gazdag területeken közel azonos ($\sim 0,033$ - $0,038$) volt.

Vizsgálataink során – ahogy azt már fentebb bemutattuk – azt tapasztaltuk, hogy az *Achnanthydium minutissimum* taxonok aránya a vízhozam emelkedésével együtt végbemenő TN értékek csökkenésével emelkedett, míg a vízhozam lecsökkenését követő magas TN tartalom mellett relatív gyakoriságuk drasztikusan csökkent. Ezzel párhuzamosan azonban, ahogy nőtt a TN értéke és csökkent a vízhozam, úgy nőtt az *Achnanthydium eutrophilum* relatív gyakorisága (6. ábra). De Fabricius és munkatársai (2003) a Cuarto folyó vizsgálatok szintén azt tapasztalták, hogy az *Achnanthydium minutissimum* relatív gyakorisága az alacsonyabb nitrát- és nitrit-tartalmú folyószakaszokon magasabb.

A korábbi tapasztalatok azt mutatják, hogy a vízhozam csökkenése (pl. Duna, 2003) eredményezheti a *Nitzschia* fajok relatív gyakoriságának növekedését (Ács et al., 2003). Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy a *Nitzschia inconspicua* relatív gyakorisága (amelynek változása a vízhozam változással mutatott szoros összefüggést) a vízhozam emelkedésével tizedére csökkent, majd a vízhozam lecsökkenésekor nem mutatott jelentős változást. Azon *Nitzschia* fajok relatív gyakorisága (*Nitzschia amphibia*, *Nitzschia microcephala*), melyek előfordulását és egyedszámát elsődlegesen a TN változásai befolyásolták, a vízhozam drasztikus csökkenésével együtt járó TN tartalom növekedésével együtt többszörösére nőtt. A fentiekhez hasonló módon a *Navicula schroeteri* var. *schroeteri* megjelenése és relatív gyakoriságának megsokszorozódása is a TN tartalom emelkedésével van szoros összefüggésben. De Fabricius és munkatársai (2003) szintén azt tapasztalták, hogy egyes *Nitzschia* és *Navicula* fajok gyakorisága a tápanyagtartalom növekedésével emelkedik. Gottschalk és Kahlert (2012) szintén ezen taxonok faj- és egyedszám növekedéséről számolt be. Kovács és munkatársai (2006) svéd és magyar patakok vizsgálata során egyes *Navicula* és *Nitzschia* fajok egyedszámának növekedését figyelték meg növekvő tápanyagtartalom mellett.

5.2. A kovaalga taxonokra jellemző életformatípusok arányainak változása

Az egyes fizikai, kémiai és biológia paraméterekben bekövetkező változások, valamint az antropogén zavarás hatására egyrészt változik a kovaalga közösség fajösszetétele, másrészt annak fiziognómiája, fizikai szerkezete, felépítése is (Biggs et al., 1998a,b; Lamb és Lowe,

1987; Molloy, 1992; Passy, 2002; Passy, 2007; Poff et al., 1990). Az egyes életformátípusokba tartozó taxonok, többek között ezen tulajdonságaiknak köszönhetően kerülnek előnyös vagy hátrányos helyzetbe adott körülmények között (Koshmanesh et al., 1997). Ugyanazon taxon több életformátípusba is tartozhat (Berthon et al., 2012).

Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy az egyes életformátípusok össz.-relatív gyakorisága, a mozgékony típus kivételével, szoros összefüggést mutat a vízhozamban és TN tartalommal bekövetkező változásokkal. A csökkenő TN tartalommal (május, június) párhuzamosan, a mozgékony típus kivételével, növekedett a többi életformátípusba tartozó taxonok össz.-gyakorisága (pl. *Pseudostaurosira* /korábban *Frgailaria/ brevistriata*, *Encyonema* /korábban *Cymbella/ silesiacum*, *Melosira varians*, *Diatoma vulgare*, *Planothidium* /korábban *Achnanthes/ frequentissimum*, *Planothidium* /korábban *Achnanthes/ lanceolatum*, *Cymbella affinis* var. *affinis*).

Kovács és munkatársai (2006) a tápanyagban szegény svéd patakok karakterisztikus fajaiként említik a *Fragilaria gracilis* és *Cymbella excisiformis* taxonokat. Berthon és munkatársai (2011) francia folyók vizsgálatakor szoros összefüggést mutattak ki a trofitás (nitrát, foszfát) és az *Encyonema* spp., *Cymbella* spp. és *Achnantheidium* spp. között. Ezen eredményekhez hasonlóan De Fabricius és munkatársai (2003) szintén az alacsonyabb tápanyagtartalmú folyószakaszokon mutattak ki nagy *Achnantheidium* egyedszámot. A mozgékony típusba tartozó taxonok közül egyértelműen nőtt egyes *Nitzschia* spp. és *Navicula* spp., valamint az *Amphora pediculus* és a *Cocconeis placentula* ssp. taxonok relatív gyakorisága a vízhozam csökkenéssel és a TN emelkedésével. Kovács és munkatársai (2006) a *Cocconeis placentula* és *Amphora pediculus* taxonokat a magasabb tápanyagtartalmú svéd patakok karakterisztikus fajaiként mutatta be. Míg De Fabricius és munkatársai (2003) az egyes *Navicula* és *Nitzschia* fajokat a magas tápanyagtartalmú folyószakaszokon találták dominánsnak, addig a *Cocconeis placentula* var. *euglypta* taxont a tápanyagban szegényebb területeken.

A pionír fajok (pl. *Achnantheidium minutissimum*, *Achnantheidium eutrophilum* és az *Amphora pediculus*) az „üres” felületeket - többek között kis méretüknek és az ebből adódó előnyöknek köszönhetően - más fajoknál gyorsabban képesek kolonizálni (Koshmanesh et al., 1997). Arról azonban már megoszlanak a vélemények, hogy ezen fajok milyen trofitási szinten indikálnak. Berthon és munkatársai (2011) azt tapasztalták, hogy az *Achnantheidium minutissimum* relatív gyakorisága csak kismértékben függött a trofitástól. Ezzel szemben más szerzők az *Achnantheidium minutissimum* taxont tápanyagban szegény területekről

mutatták ki nagy számban (De Fabricius et al., 2003; Gottschalk és Kahlert, 2012; Kovács et al., 2006).

Mi vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy a pionír fajok össz.-relatív gyakorisága a vízhozam emelkedésével és TN csökkenésével arányosan nőtt, majd a paraméterek drasztikus változása során harmadára csökkent. Azonban ez a jelenség nem mind a három, általunk megtalált pionír fajra volt jellemző: az *Achnanthes minutissima* relatív gyakorisága ezzel pont ellentétesen változott. Az *Amphora pediculus* relatív gyakorisága, ellentétben más szerzők által leírtakkal (De Fabricius et al., 2003; Gottschalk és Kahlert, 2012; Kovács et al., 2003), alacsonyabb TN esetében volt magasabb, és a vízhozammal mutatott pozitív korrelációt.

5.3. Az ökológiai guildek arányainak változása

Az azonos környezeti feltételek között élő, de ahhoz különbözőképpen alkalmazkodó taxonok egy guildet alkotnak (Devito et al., 2004). A Passy (2007) által létrehozott három nagy kovaalga ökológiai guild a taxonokat a zavarástűrésük és tápanyag affinitásuk alapján csoportosítja.

Vizsgálataink során Passy (2007) eredményeihez hasonlóan mi is azt tapasztaltuk, hogy a legmagasabb TN koncentráció és a legalacsonyabb vízhozam érték mellett volt a legmagasabb a magas profilú guildbe tartozó taxonok össz.-relatív gyakorisága. Többszörösére nőtt a zavarást kevésbé tűrő kolóniaképző, fonalas, vagy nyéllel rögzült fajok (*Gomphonema* spp., *Diatoma vulgare*, *Fragilaria bidens*) relatív gyakorisága. Ezzel szemben az alacsony profilú guildbe tartozó taxonok legnagyobb relatív gyakoriságát a legmagasabb vízhozam és legalacsonyabb TN koncentráció mellett figyeltük meg. Azonban szemben Passy (2007) illetve Berthon és munkatársai (2011) által tapasztaltakkal, az ebbe a típusba tartozó számos taxon (*Achnanthes minutissima*, *Amphora pediculus*, *Encyonema silesiacum*, *Planothidium lanceolatum*) relatív gyakorisága a vízhozammal mutatott pozitívabb korrelációt, és csak az *Achnanthes minutissima* esetében figyelhető meg erős korreláció a TN tartalom változásával. Ez feltehetően annak köszönhető, hogy a vízhozam emelkedése szorosan összefüggött a TN csökkenésével, így ez az ellentmondás látszólagosnak tekinthető.

A mozgékony guildbe tartozó taxonok a nagy tápanyagtartalmú helyeken mint tápanyag kompetitorok vannak jelen nagy számban (Fairchild et al., 1985; Van der Grinten et al., 2004), továbbá képesek elhagyni a számukra nem megfelelő mikrohabitatot (Johnson et al., 1997).

Vizsgálataink során akkor volt a legmagasabb a mozgékony guildbe tartozó taxonokok össz.-relatív gyakorisága, mikor júniusról júliusra a vízhozam drasztikusan (85%-kal) lecsökkent (június, $51,3 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$; július, $7,7 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ – 3. ábra). Ez a vízhozam csökkenés egyben 64%-os TN-tartalom növekedést is jelentett. Az így létrejött körülmények (kisebb zavarás, magasabb tápanyagtartalom) már nem az alacsony profilú, hanem a mozgékony guildbe tartozó taxonoknak jelenthettek interakciós előnyt. Az extracelluláris enzimek kibocsátására képes mozgékony guildbe tartozó taxonok (Pringle, 1990) feltehetően gyorsabban jutottak hozzá a rendelkezésre álló tápanyagforráshoz, mint az alacsony profilú guildbe tartozók. A további vízhozam csökkenés és TN növekedés pedig már a magas profilú guildbe tartozó taxonok egyedszám növekedésének „kedvezett”.

6. Összefoglalás

Az élőbevonatban általában nagy relatív gyakorisággal előforduló (Ács et al., 2000; Kireta et al., 2012; Roberts et al., 2003; Rojo et al., 1994; Wu et al., 2010; Záray et al., 2005) kovaalga taxonok érzékenyen reagálnak a környezetükben bekövetkezett változásokra (Coste et al., 2009; Dell’Uomo, 2004; Lavoie et al., 2006; Whitton és Kelly, 1995), és az egyes élőhelyeken tapasztalható speciális feltételekhez is képesek alkalmazkodni (Vyverman et al., 1995; Vanhoutte et al., 2006; Vanormelingen et al., 2008). Így a kovaalga közösség összetétele, taxon száma, ill. az egyes taxonok egyedszáma jól tükrözi az adott aljzat, ill. az azt körülvevő víztér minőségét (Munn et al., 2002; Ponader et al., 2008; Winter és Duthie, 2000).

Bár más bevonatalkotó alga taxonokhoz képest határozásuk egyszerűbb (Kireta et al., 2012; MSZ EN 13946:2003), faji ill. faj alatti szintű identifikálásuk - ami a jelenlegi gyakorlatban lévő kovaalga alapú ökológiai minősítési rendszerek legtöbbszörének alapját képezi (Gowns, 1999; Hill et al., 2001; Raunio és Soininen, 2007; Wunsam et al., 2002) - sok esetben igen nehézkes (Morales et al., 2001).

Az egyes fizikai, kémiai és biológiai paraméterek változására nemcsak a közösség fajösszetétele reagál érzékenyen, hanem annak fiziognómiája (életformatípusok aránya, ökológiai guildok aránya) is megváltozik (Biggs et al., 1998a; Lamb és Lowe, 1987; Molloy, 1992; Passy, 2002; Passy, 2007; Poff et al., 1990). Ezáltal az utóbbiak ismerete is fontos információval szolgálhat az egyes víztestek ökológiai állapotára vonatkozóan (Berthon et al., 2011; Passy, 2007). Mivel az általában ritkán változik, hogy a genusokon belül egyes fajok milyen életformatípusba vagy guildbe tartoznak, így az egyes életformatípusokba és guildbe történő csoportosításuk sokkal egyszerűbb (Berthon et al., 2011).

A 2012-es év szélsőségesen száraz időjárása lehetővé tette a vízhozam csökkenés és az azzal együtt járó tápanyagváltozás kovaalga közösségre gyakorolt hatásának tanulmányozását hazánk egyik nagy folyóján, a Sebes-Körösön. Vizsgálataink célja annak megállapítása volt, hogy hogyan változik a közösség fajösszetétele a drasztikusan változó környezeti feltételek hatására, valamint hogy ezek a változások nyomon követhetők-e az ökológiai guildekben és életformatípusokban végbement változásokkal („csak” a fajösszetétel, vagy az életformatípusok és guildok is megváltoztak).

(i) A kovaalga közösségek fajösszetételében bekövetkező változások a vízhozam változás, és az ezzel szorosan összefüggő egyéb fizikai-kémiai paraméterek változásának tükrében

Eredményeink alapján elmondható, hogy a Sebes-Körös kovaalga közösségének fajösszetételét a körösszakáli mintavételi helyen elsődlegesen a vízhozam változások (tavasz végi vízhozam emelkedés, nyáron drasztikus vízhozam csökkenés) és az ezzel szorosan összefüggő TN tartalomban bekövetkező változások befolyásolták. Míg egyes taxonok relatív gyakoriságának emelkedése a vízhozam és a klorofill-tartalom növekedésével (pl. *Achnanthes minutissimum*, *Encyonema silesiacum*, *Planorbulina lanceolata*), addig más taxonoké (pl. *Navicula schroeteri* var. *schroeteri*, *Nitzschia microcephala*) a TN tartalom emelkedésével (ami a vízhozam csökkenéssel következett be) korrelált pozitívan.

(ii) A fizikai-kémiai paraméterekben bekövetkező drasztikus változások hatása a kovaalga életformátípusokra és ökológiai guildekre

A kovaalga életformátípusok és ökológiai guildek arányában végbement változások, valamint a vízhozam és a TN tartalom változásai között is szoros összefüggés volt kimutatható.

Míg egyes életformátípusba tartozó taxonok össz-relatív gyakorisága csak kismértékben változott a vizsgálat ideje alatt, addig a vízhozam csökkenésével és a TN tartalom növekedésével párhuzamosan drasztikusan lecsökkent a csőszerű kocsonyaburokban élő, vagy pionír taxonok (pl. *Encyonema* fajok, *Achnanthes minutissimum*) gyakorisága.

A guildek egymáshoz viszonyított arányai is jelentősen változtak a fizikai és kémiai változók függvényében. Míg a mozgékony guildbe tartozó taxonok össz-relatív gyakorisága alacsony vízhozam és magas TN tartalom mellett volt a legmagasabb, addig az alacsony profilú guildbe tartozó taxonoké alacsony TN tartalom és magas vízhozam mellett érte el a maximumát.

A vízfolyások bevonatában leggyakrabban a bentikus kovaalgák képezik a legnagyobb biomasszát (pl. Smol és Stoermer, 2010). A jelenleg is gyakorlatban lévő ökológiai szemléletű vízminősítési rendszer (EU VKI) 5 élőlénycsoport, köztük a bevonatalkotó kovaalgák vizsgálatát írja elő (European Parliament, 2000). Az egyes kovaalga taxonok ökológiai igényeinek ismerete ezen vizsgálatokhoz, az ezeken alapuló indexek eredményes alkalmazásához elengedhetetlen. Azonban a főleg genetikai illetve elektronmikroszkópos

vizsgálatokon alapuló taxonómiai ismeretek bővülése (pl. Novais et al., 2009; Potapova és Hamilton, 2007), az egyes fajkomplexek számos utódtaxonra bontása (Novais et al., 2009; Potapova és Hamilton, 2007), s ezek fénymikroszkópos határozási nehézségeiből adódó tévesztési lehetőségek növelik a faj vagy faj alatti kategóriákon alapuló indexek eredményeinek hibáit is. A vizsgálatok során ezen tévesztéseket segíthetnek kiküszöbölni az életformákon ill. guildeken alapuló kiegészítő jellegű értékelések. Ehhez azonban mind több olyan vizsgálatra van szükség, ahol az eredményeket mind a három szemléletnek megfelelően értékelik. Így az elkövetkezőkben lehetségessé válhat, hogy az adott vízterekről egy átfogóbb, egyre kisebb hibával dolgozó ökológiai értékelést lehessen adni.

7. Irodalomjegyzék

- Ács, É., 2003. Az ökológiai minősítés kérdései 2003. Epilitikus kovaalgák. VKI jelentés, pp. 24.
- Ács, É., 2009. A fitobenton élőlénycsoport zárójelentése. I. vízfolyások. Kézirat, pp. 138.
- Ács, É. & K. T., Kiss, 1993. Colonization process of diatoms on artificial substrate in the River Danube near Budapest (Hungary). *Hydrobiologia* 269/270: 307-315.
- Ács, É. & K. T. Kiss, 2004. Algológiai praktikum. ELTE Eötvös Kiadó, pp. 362.
- Ács, É. & K. T. Kiss, 2011. Módszertani útmutató a fitobentosz élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és feldolgozásához. Kézirat, pp. 31.
- Ács, É., K. T. Kiss, K. Szabó & J. Makk, 2000. Short-term colonization sequence of periphyton on glass slides in a large river (River Danube, near Budapest). *Algological Studies* 100: 135-156.
- Ács, É., K. Szabó, K. T. Kiss & F. Hindák, 2003. Benthic algal investigations in the Danube river and some of its main tributaries from Germany to Hungary. *Biologia, Bratislava* 58/4: 545-554.
- Ács, É., K. Szabó, Á. K. Kiss, B. Tóth, Gy. Záray & K. T. Kiss, 2006. Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband* 158/3: 389-417.
- Bahls, L. L., 1993. Periphyton Bioassessment Methods for Montana Streams. Water Quality Bureau. Department of Health and Environmental Sciences, Helena, Montana, USA.
- Battarbee, R. W., 1984. Diatom analysis and acidification of lakes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences* 305: 451-477.
- Berthon, V., A. Bouchez & F. Rimet, 2011. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia* 673: 259-271.
- Biggs, B. J. F., D. G. Goring & V. I. Nikora, 1998a. Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *Journal of Phycology* 34: 598-607.
- Biggs, B. J. F., R. J. Stevenson & R. L. Lowe, 1998b. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie* 143: 21-56.

- Biggs, B. J. F., 1996. Patterns in benthic algae of streams. In: Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, London, p. 31-56.
- Bolla, B., G. Borics, K. T. Kiss, M. N. Reskóné, G. Várbíró & É. Ács, 2010. Recommendations for ecological status assessment of lake Balaton (largest shallow lake of central Europe), based on benthic diatom communities. *Vie Milieu* 60/3: 1-12.
- Cahoon, L. B., 1999. The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 37: 47-86.
- Cameron, N. G., H. J. B. Birks, V. J. Jones, F. Berge, J. Catalan, R. J. Flower, J. Garcia, B. Kawecka, K. A. Koining, A. Marchetto, P. Sanchez-Castillo, R. Schmidt, M. Sisko, N. Solovieva, E. Stefkova & M. Toro, 1999. Surface-sediment and epilithic diatom pH calibration sets for remote European mountain lakes with Surface Waters Acidification Programme (SWAP) calibration set. *Journal of Paleolimnology* 22: 291-317.
- Carrick, H. J. & A. D. Steinman, 2001. Variation in periphyton biomass and species composition in Lake Okeechobee Florida (USA): distribution of algal guilds along environmental gradients. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 411-438.
- Chetelat, J., L. Cloutier & M. Amyot, 2010. Carbon sources for lake food webs in the Canadian High Arctic and other regions of Arctic North America. *Polar Biology* 33: 1111-1123.
- Corell, R. W., 2006. Challenges of climate change: an Arctic perspective. *Ambio* 35: 148-152.
- Coring, E., 1996. Use of diatoms for monitoring acidification in small mountain rivers in Germany with special emphasis on diatom assemblages type analysis. (DATA). In: Whitton BA, Rott E and Friedrich G (eds.) *Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik, Universität in Innsbruck, p. 7-16.
- Coste, M., S. Boutry, J. Tison-Rosebery & F. Delmas, 2009. Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators* 9: 621-650.
- De Fabricius, A. L. M., N. Maidana, N. Gómez & S. Sabater, 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodiversity and Conservation* 12: 2443-2454.
- Dell'Uomo, A., 2004. L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti - linee guida. Agenzia Regional per la Protezione dell'Aambiente e per i servizi Tecnici, Italy, 101 pp.

- Devito, J., J. M. Meik, M. M. Gerson & D. R. Formanowicz, 2004. Physiological tolerances of three sympatric riparian wolf spiders (Araneae: Lycosidae) correspond with microhabitat distributions. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1119-1125.
- European Parliament, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal L* 327: 1-72.
- Fairchild, G. W., R. L. Lowe & W. B. Richardson, 1985. Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: an in situ bioassay. *Ecology* 66: 465-472.
- Fore, L. S. & C. Grafe, 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). *Freshwater Biology* 47: 2015-2037.
- Francoeur, S. N., B. J. F. Biggs & R. L. Lowe, 1998. Microform bed clusters as refugia for periphyton in a flood-prone headwater stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 363-374.
- Gattuso, J.-P., B. Gentili, C. M. Duarte, J. A. Kleypas, J. J. Middelburg & D. Antoine, 2006. Light availability in the coastal ocean: impact on the distribution of benthic photosynthetic organisms and their distribution to primary production. *Biogeosciences* 3: 489-513.
- Gottschalk, S. & M. Kahlert, 2012. Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients. *Hydrobiologia* 694: 41-56.
- Grimm, N. B. & S. G. Fisher, 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 293-307.
- Growns, I., 1999. Is genus or species identification of periphytic diatoms required to determine the impacts of river regulation? *Journal of Applied Phycology* 11: 273-283.
- Hering, D., R. K. Johnson & A. Buffagni, 2006. Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* 566: 109-113.
- Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, J. Van de Koppel & C. H. R. Heip, 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29: 195-240.
- Hill, B.H., R. J. Stevenson, Y. D. Pan, A. T. Herlihy, P. R. Kaufmann & C. B. Johnson, 2001. Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 299-310.
- Hodgkiss, I. & C. Y. Law, 1985. Relating diatom community structure and stream water quality using species diversity indices. *Water Pollution Control*, p. 134-139.

- Holland, A. F., R. G. Zingmark & J. M. Dean, 1974. Quantitative evidence concerning the stabilization of sediments by marine benthic diatoms. *Marine Biology* 27: 191-649.
- Johnson, R. E., N. C. Tuchman & C. G. Peterson, 1997. Changes in the vertical microdistribution of diatoms within a developing periphyton mat. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 503-519.
- Kelly, M. G., 2003. Short term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication. *Environmental Pollution* 125: 117-122.
- Kireta, A. R., E. D. Reavie, G. V. Sgro, T. R. Angradi, D. W. Bolgrien, B. H. Hill & T. M. Jicha, 2012. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators* 13: 222-231.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1908. Ecology of plant saprobia. [Translated 1967]. In: Keup, L.E., Ingram, W.M., MacKenthum, K.M. (Eds.), *Biology of Water Pollution*. Federal Water Pollution Control Administration, Washington DC, p. 47-52.
- Koshmanesh, A., F. Lawson & I. G. Prince, 1997. Cell surface area as a major parameter in the uptake of cadmium by unicellular green microalgae. *Chemical Engineering Journal* 65: 13-19.
- Kovács, Cs., M. Kahlert & J. Padisák, 2006. Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology* 18: 105-117.
- Krejci, M. E. & R. L. Lowe, 1987. Spatial and temporal variation of epipsammic diatoms in a spring-fed brook. *Journal of Phycology* 23: 585-590.
- Kutka, F. J. & C. Richards, 1996. Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 469-480.
- Lamb, M. A. & R. L. Lowe, 1987. Effects of current velocity of the physical structuring of diatom (Bacillariophyceae) communities. *Ohio Journal of Science* 87: 72-78.
- Lange, K., A. Liess, J. J. Piggott, C. R. Townsend & C. D. Matthaei, 2011. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biology* 56: 264-278.
- Lavoie, I., S. Campeau, M. Grenier & P.J. Dillon, 2006. A diatom based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8: 1793-1811.
- Lecointe, C., M. Coste & J. Prygiel, 1993. “Omnidia”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.

- Logan, B., K. H. Taffs, B. D. Eyre & A. Zawadski, 2011. Assessing changes in nutrient status in the Richmond River estuary, Australia, using paleolimnological methods. *Journal of Paleolimnology* 46: 597-611.
- McCormick, P. V., 1996. Resource competition and species coexistence in freshwater algal assemblages. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (Eds.), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego (CA), p. 229-252.
- Miller, D. C., R. J. Geider & H. L. MacIntyre, 1996. Microphytobenthos: the ecological role of the „secret garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats II. Role in sediment stability and shallow-water food webs. *Estuaries* 19: 202-12.
- Molloy, J. M., 1992. Diatom communities along stream longitudinal gradients. *Freshwater Biology* 28: 59-69.
- Moore, J. W., 1977. Seasonal succession of algae in a eutrophic stream in southern England. *Hydrobiologia* 53: 181-192.
- Morales, E. A., P. A. Siver & F. R. Trainor, 2001. Identification of diatoms (Bacillariophyceae) during ecological assessments: comparison between light microscopy and scanning electron microscopy techniques. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 151: 95-103.
- MSZ EN 13946:2003: Water quality. Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. (Vízminőség. Útmutató folyók bentikus kovamoszatjainak általános mintavételéhez és minta-előkészítéséhez.)
- MSZ EN 14407:2004: Vízminőség. Útmutató szabvány folyóvizekből vett minták bentikus kovamoszatjainak azonosításához, számlálásához és értékeléséhez.
- Mulholland, P. J., J. W. Elwood, A. V. Palumbo & R. J. Stevenson, 1986. Effect of stream acidification on periphyton composition, chlorophyll, and productivity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1846-1858.
- Munn, M. D., R. W. Black & S. J. Gruber, 2002. Response of benthic algae to environmental gradients in an agricultural dominated landscape. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 221-237.
- Novais, M. H., S. Blanco, D. Hlúbiková, E. Falsco, J. Gomá, C. Delgado, P. Ivanov, É. Ács, M. Morais, L. Hoffmann & L. Ector, 2009. Morphological examination and biogeography of the *Gomphonema rosenstockianum* and *G. tergestinum* species complex (Bacillariophyceae). *Fottea* 9/2: 257-274.
- Passy, S. I. & C. A. Larson, 2011. Succession in Stream Biofilms is an Environmentally Driven Gradient of Stress Tolerance. *Microbial Ecology* 62: 414-424.

- Passy, S. I., 2002. Environmental randomness underlies morphological complexity of colonial diatoms. *Functional Ecology* 16: 690-695.
- Passy, S. I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86: 171-178.
- Peterson, C. G., 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (Eds.), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego (CA), p. 375-402.
- Poff, N. L., N. J. Voelz & J. V. Ward, 1990. Algal colonization under four experimentally-controlled current regimes in a high mountain stream. *Journal of the North American Benthological Society* 9: 303-318.
- Ponader, K. C., D. F. Charles, T. J. Belton & D. M. Winter, 2008. Total phosphorus inference models and indices for coastal plain streams based on benthic diatom assemblages from artificial substrates. *Hydrobiologia* 610: 139-152.
- Potapova, M. & P. B. Hamilton, 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnanthes minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology* 43: 561-575.
- Pringle, C. M., 1990. Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae. *Ecology* 71: 905-920.
- Raunio, J. & J. Soininen, 2007. A practical and sensitive approach to large river periphyton monitoring: comparative performance of methods and taxonomic levels. *Boreal Environment Research* 12: 55-63.
- Rimet, F. & A. Bouchez, 2012a. Biomonitoring river diatoms: Implications of taxonomic resolution. *Ecological Indicators* 15: 92-99.
- Rimet, F. & A. Bouchez, 2012b. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 406: 01.
- Roberts, E., J. Kroker, S. Körner & A. Nicklisch, 2003. The role of periphyton during the recolonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506-509: 525-530.
- Rojo, C., M. Alvarez Cobelas & M. Arauzo, 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289: 43-55.
- Rott, E., E. Pipp & P. Pfister, 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies* 110/1: 91-115.

- Round, F. E. & L. Bukhtiyarova, 1996. Epipsammic diatoms - communities of British rivers. *Diatom Research* 11: 363-372.
- Schiefele, S. & C. Schreiner, 1991: Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: Whitton, B. A., E. Rott & G. Friedrch (edit.): Use of algae for monitoring rivers. – Proceedings of an International Symposium, Düsseldorf, 1991. 05. 26-28., p. 103-110.
- Schindler, D. W. & J. P. Smol, 2006. Cumulative effects of climate warming and other human activities on freshwaters of Arctic and Subarctic North America. *Ambio* 35: 160-168.
- Smol, J. P. & E. F. Stoermer, 2010. Applications and uses of diatoms: prologue. In: Smol, J. P. & E. F. Stoermer (eds.), *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, 2nd edition Cambridge University Press, p. 3-7.
- Sorayya M., S. Aishah & B. M. Sapiyan, 2012. Supervised and Unsupervised Artificial Neural Networks for Analysis of Diatom Abundance in Tropical Putrajaya Lake, Malaysia. *Sains Malaysiana* 41/8: 939-947.
- Steinman, A. D., P. J. Mulholland & W. R. Hill, 1992. Functional responses associated with growth form in stream algae. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 229-243.
- Steinman, A. D., 1996. Effects of grazers on freshwater benthic algae. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. (Eds.), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego (CA), p. 341-373.
- Stevenson, R. J., S. T. Rier, C. M. Riseng, R. E. Schultz & M. J. Wiley, 2006. Comparing effects of nutrients on algal biomass in streams in two regions with different disturbance regimes and with applications for developing nutrient criteria. *Hydrobiologia* 561: 149-165.
- Stevenson, R. J. & Y. Pan, 1999. Assessing ecological conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stoermer, E.F., Smol, J.P. (Eds.), *The Diatoms: Applications to the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge (UK), p. 11-40.
- ter Braak, C. J. F. & P. Šmilauer, 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, NY, USA (www.canoco.com): Microcomputer Power.
- Tuchman, N. C. & R. J. Stevenson, 1991. Effects of selective grazing by snails on benthic algal succession. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 430-443.

- Tuji, A., 2000. The effect of irradiance on the growth of different forms of freshwater diatoms: implications for succession in attached diatom communities. *Journal of Phycology* 36: 659-661.
- Uehlinger, U., 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 123: 219-237.
- Van Dam, H. & A. Mertens, 1995. Long-term changes of diatoms and chemistry in headwater streams polluted by atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds. *Freshwater Biology* 34: 579-600.
- Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms and ecological indicator values of freshwater diatoms from Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- Van der Grinten, E., M. Janssen, S. G. H. Simis, C. Barranguet, W. Admiraal, 2004. Phosphate regime structures species composition in cultured phototrophic biofilms. *Freshwater Biology* 49: 369-381.
- Vanhoutte, K., E. Verleyen, K. Sabbe et al., 2006. Congruence and disparity in benthic diatom community structure of small lakes in New Zealand and Tasmania. *Marine and Freshwater Research* 57: 789-801.
- Vanormelingen, P., E. Verleyen & W. Vyverman, 2008. The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation* 17: 393-405.
- Várbíró, G., G. Borics, B. Csányi, G. Fehér, I. Grigorszky, K. T. Kiss, A. Tóth & É. Ács, 2012. Improvement of the ecological water qualification system of rivers based on first results of the Hungarian phytobenthos surveillance monitoring. *Hydrobiologia* 695: 125-135.
- Vyverman, W., R. Vyverman, D. Hodgson et al., 1995. Diatoms from Tasmanian mountain lakes: a reference data-set (TASDIAT) for environmental reconstruction and a systematic and autecological study. *Bibliotheca Diatomologica* 33: 1-193.
- Weckström, J. & A. Korhola, 2001. Patterns in the distribution, composition and diversity of diatom assemblages in relation to ecoclimatic factors in Arctic Lapland. *Journal of Biogeography* 28: 31-45.
- Whitton, B.A. & M. G. Kelly, 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology* 20: 45-56.
- Whitton, B. A., E. Rott & G. Friedrich, 1991. Use of algae for monitoring rivers. – *Studia Studentenförderungs-Ges. m.b.H. Innsbruck*, pp. 193.

- Wiklund, J. A., N. Bozinovski, R. I. Hall & B. B. Wolfe, 2010. Epiphytic diatoms as flood indicators. *Journal of Paleolimnology* 44: 25-42.
- Winter, J. G. & H. C. Duthie, 2000. Epilithic diatoms as indicators of streams total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 32-49.
- Wu, N., T. Tang, X. Qu & Q. Cai, 2009. Spatial distribution of benthic algae in the Gangqu River, Shangrila, China. *Aquatic Ecology* 43: 37-49.
- Wu, N., T. Tang, X. Fu, W. Jiang, F. Li, S. Zhou, Q. Cai & N. Fohrer, 2010. Impacts of cascade run-of-river dams on benthic diatoms in the Xiangxi River, China. *Aquatic Sciences* 72: 117-125.
- Wunsam, S., A. Cattaneo & N. Bourassa, 2002. Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Quebec, Canada). *Freshwater Biology* 47: 325-340.
- Záray, Gy., K. Kröpfl, K. Szabó, Gy. Taba, É. Ács, B. Berlinger, M. Dogan, B. Salih & A. Akbulut, 2005. Comparison of freshwater biofilms grown on polycarbonate substrata in Lake Velence (Hungary) and Lake Mogan (Turkey). *Microchemical Journal* 79: 145-148.

<http://hu.wikipedia.org/wiki/Sebes-K%C3%B6r%C3%B6s>

<http://hu.wikipedia.org/wiki/K%C3%B6r%C3%B6sszak%C3%A1l>

<http://botit.botany.wisc.edu/Resources/Botany/Heterokonts/Diatoms/Various%20diatoms/Nitzschia%20Navicula%20MC.jpg.html>

<http://oceandatacenter.ucsc.edu/PhytoGallery/Freshwater/Fragilaria.html>

<http://algalweb.net/index-def.htm>

<http://www.photomacrography.net/forum/viewtopic.php?p=68505&sid=d8bbde568bb2158aa07bfffacf1f80c8>

http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=33155

8. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, Bácsiné Béres Viktóriának és Dr. Bácsi Istvánnak TDK dolgozatom elkészítése során nyújtott sok-sok segítségükért és tanácsaikért, Dr. Török Péternek a statisztikai elemzésekért, továbbá a Tiszántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség Mérőállomás munkatársainak, akik segítségünkre voltak a mintavételek és a fizikai-kémiai paraméterek meghatározása során.

9. Függelék

F1-4. táblázat: A mintákban identifikált taxonok csoportosítása az egyes guildekbe ill. életformátípusokba (Berthon et al., 2011 nyomán), kiegészítve a mintánkénti dominanciaviszonyokkal (mintaszám**: adott mintában domináns taxon, $x \geq 5$; mintaszám*: adott mintában szubdomináns taxon, $1 \leq x < 5$).

F1. táblázat

guildek	taxonok	életformátípusok					dominancia viszonyok
		mozgékony	kolónia-képző	csőszerű kocsonya-burokkal rendelkező	nyéllel rögzült	pionír	
alacsony profilú	<i>Achnanthidium biasolettianum</i>	+			+		
	<i>Achnanthidium eutrophilum</i>	+			+	+	5*, 6*
	<i>Achnanthidium minutissimum</i>	+			+	+	1*, 2**, 3**, 4*
	<i>Amphora inariensis</i>	+				+	
	<i>Amphora libyca</i>	+					3*
	<i>Amphora ovalis</i>	+					
	<i>Amphora pediculus</i>	+				+	1*, 2**, 3**, 4*, 5*, 6*
	<i>Amphora veneta</i>	+					
	<i>Cocconeis neodiminuta</i>	+					
	<i>Cocconeis pediculus</i>	+					2*, 3*, 6*
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i>	+					3*, 5*, 6**
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	+					1*, 3*, 4*, 5*, 6**
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	+					2*, 3*, 4*, 5**, 6**
	<i>Cyclotella atomus</i>						
	<i>Cyclotella comta</i>						
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>						
	<i>Cymbella affinis</i>	+			+		2*, 4*
	<i>Cymbella cistula</i>	+			+		2*
	<i>Cymbella lanceolata</i>	+			+		
	<i>Cymbella tumida</i>	+			+		
	<i>Diploneis pseudovalis</i>	+					
	<i>Encyonema caespitosum</i>	+	+	+			
	<i>Encyonema minutum</i>	+	+	+			
	<i>Encyonema silesiacum</i>	+	+	+			1**, 2**, 3**
	<i>Encyonopsis microcephala</i>	+			+		
	<i>Karayevia clevei</i>	+					
	<i>Kolbesia ploenensis</i>	+			+		
	<i>Planothidium frequentissimum</i>	+			+		3*
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	+			+		3*
	<i>Reimeria sinuata</i>	+			+		4*
	<i>Reimeria uniseriata</i>	+			+		
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>				+		
	<i>Stephanodiscus</i> sp.						3*

F2. táblázat

guildek	taxonok	életformatípusok					dominancia viszonyok
		mozgékony	kolónia- képző	csőszerű kocsonya- burokkal rendelkező	nyéllel rögzült	pionír	
magas profilú	<i>Aulacoseira granulata</i>		+				
	<i>Diademesis confervacea</i>	+	+				5*
	<i>Diatoma ehrenbergii</i>		+		+		2*
	<i>Diatoma tenuis</i>		+		+		
	<i>Diatoma vulgaris</i>		+		+		1*, 3*, 6*
	<i>Fragilaria bidens</i>		+		+		6*
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i>		+		+		1*
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i>		+		+		2*
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>		+		+		
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>		+		+		1*
	<i>Fragilaria pulchella</i>		+		+		
	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>		+		+		
	<i>Gomphonema angustatum</i>	+			+		
	<i>Gomphonema clavatum</i>	+			+		
	<i>Gomphonema minutum</i>	+			+		6*
	<i>Gomphonema olivaceum</i>	+			+		1*, 2*, 3*
	<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	+			+		6**
	<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i>	+			+		
	<i>Gomphonema pumilum</i>	+			+		4*, 5*, 6**
	<i>Gomphonema tergestinum</i>	+			+		2*
	<i>Gomphonema truncatum</i>	+			+		
	<i>Melosira varians</i>		+				3*, 4*
	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>		+		+		2*, 3*
	<i>Pseudostaurosira parasitica</i>		+		+		
	<i>Staurosira pinnata</i>		+		+		2*
	<i>Ulnaria ulna</i>		+		+		

F3. táblázat

guildek	taxonok	életformatípusok				pionír	dominancia viszonyok
		mozgékony	kolónia-képző	csőszerű kocsonya-burokkal rendelkező	nyéllel rögzült		
mozgékony	<i>Adlafia minuscula</i>	+					
	<i>Caloneis bacillum</i>	+					
	<i>Caloneis silicula</i>	+					
	<i>Eolimna minima</i>	+					1*, 2*, 3*, 4**, 5**, 6*
	<i>Eolimna subminuscula</i>	+					4*
	<i>Fallacia subhamulata</i>	+					
	<i>Fistulifera saprophila</i>	+					
	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	+					
	<i>Gyrosigma attenuatum</i>	+					
	<i>Gyrosigma scalproides</i>	+					
	<i>Hippodonta capitata</i>	+					
	<i>Luticola geoppertiana</i>	+					
	<i>Luticola mutica</i>	+					
	<i>Mayamaea atomus</i>	+					
	<i>var. atomus</i>						
	<i>Mayamaea atomus</i>	+					
	<i>var. perinitis</i>						
	<i>Navicula antonii</i>	+					1*, 2*, 6*
	<i>Navicula capitatoradiata</i>	+					1*, 2*, 3*, 4*, 5*, 6**
	<i>Navicula cryptocephala</i>	+					
	<i>Navicula cryptotenella</i>	+					1*, 2*, 3*, 5*, 6*
	<i>Navicula erifuga</i>	+					
	<i>Navicula germainii</i>	+					4**, 5*, 6*
	<i>Navicula gregaria</i>	+					
	<i>Navicula lanceolata</i>	+					
	<i>Navicula menisculus</i>	+					
	<i>Navicula radiosa</i>	+					2*
	<i>Navicula recens</i>	+					
	<i>Navicula reichardtiana</i>	+					
	<i>Navicula schroeteri</i>	+					5**, 6*
	<i>Navicula submuralis</i>	+					
	<i>Navicula tripunctata</i>	+					1**, 2*, 3**
	<i>Navicula veneta</i>	+					1**, 5*
	<i>Navicula viridula</i>	+					
	<i>Navicula viridula</i>	+					4**, 5*
	<i>var. rostellata</i>						
	<i>Nitzschia acidoclinata</i>	+					5*
	<i>Nitzschia amphibia</i>	+					5*, 6*
	<i>Nitzschia angustatula</i>	+					
	<i>Nitzschia bryophila</i>	+					
	<i>Nitzschia dissipata</i>	+					1**, 2*, 3**
	<i>var. dissipata</i>						

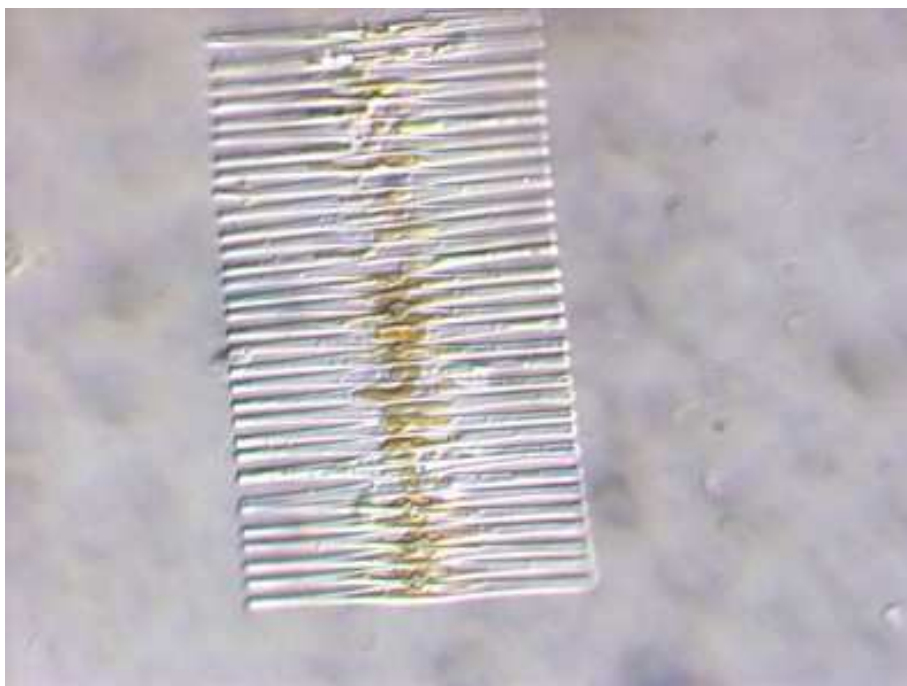
F4. táblázat

guildek	taxonok	életformatípusok					dominancia viszonyok
		mozgékony	kolónia- képző	csőszerű kocsonya- burokkal rendelkező	nyéllel rögzült	pionír	
mozgékony (folyt.)	<i>Nitzschia fonticola</i>	+					1**, 2*, 3*, 5*, 6*
	<i>Nitzschia frustulum</i>	+					
	<i>Nitzschia gracilis</i>	+					
	<i>Nitzschia heufleriana</i>	+					
	<i>Nitzschia inconspicua</i>	+					1**, 2*, 3*, 4*, 5*
	<i>Nitzschia intermedia</i>	+					
	<i>Nitzschia lacuum</i>	+					
	<i>Nitzschia liebetruthii</i>	+					1*, 2*, 4*
	<i>Nitzschia linearis</i>	+					
	<i>Nitzschia microcephala</i>	+					4**, 5**, 6*
	<i>Nitzschia palea</i>	+					4**, 5*
	<i>Nitzschia paleacea</i>	+					5*
	<i>Nitzschia perminuta</i>	+					2*
	<i>Nitzschia pusilla</i>	+					
	<i>Nitzschia recta</i>	+					3*
	<i>Nitzschia sigmoidea</i>	+					
	<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i>	+					
	<i>Nitzschia sociabilis</i>	+					
	<i>Nitzschia solita</i>	+					
	<i>Sellaphora pupula</i>	+					
	<i>Surirella angusta</i>	+					
	<i>Surirella bifrons</i>	+					
	<i>Surirella brebissonii</i>	+					1*
	<i>Surirella minuta</i>	+					
	<i>Surirella ovalis</i>	+					
	<i>Surirella splendida</i>	+					
	<i>Surirella suecica</i>	+					5*
	<i>Tryblionella constricta</i>	+					
	<i>Tryblionella hungarica</i>	+					

Életformatípusok:

F1. kép: Mozgékony (*Nitzschia* sp., *Navicula* sp.)

(<http://botit.botany.wisc.edu/Resources/Botany/Heterokonts/Diatoms/Various%20diatoms/Nitzschia%20Navicula%20MC.jpg.html>)



F2. kép: Kolóniaképző (*Fragilaria* sp.)
(<http://oceandatacenter.ucsc.edu/PhytoGallery/Freshwater/Fragilaria.html>)



F3. kép: Csőszerű kocsonyaburokkal rendelkező (*Encyonema* sp.)
(<http://algalweb.net/index-def.htm>)



F4. kép: Nyéllel rögzült (*Gomphonema* sp.)

(<http://www.photomacrography.net/forum/viewtopic.php?p=68505&sid=d8bbde568bb2158aa07bfffac1f80c8>)



F5. kép: Pionír (*Achnanthyidium minutissimum*)

(http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=33155)

10. Nyilatkozat

Alulírott Kókai Zsuzsanna, az OTDT szabályzata értelmében nyilatkozom arról, hogy a pályamunkában bemutatott eredmények önálló diákköri keretek között végzett kutatások eredményei.

.....
Kókai Zsuzsanna
II. Hidrobiológus MSc